臺灣省農業試驗所特刊第50號

有機質肥料合理施用技術研討會專刊

中華民國八十四年五月十一日至十二日
臺灣省農業試驗所

行政院農業委員會
臺灣省政府農林廳
補助

臺灣省農業試驗所
中華土壤肥料學會
主辦

臺灣省農業試驗所編印
中華民國八十四年十二月

臺灣省農業試驗所特刊第50號

有機質肥料合理施用技術研討會專刊

中華民國八十四年五月十一日至十二日
臺灣省農業試驗所

行政院農業委員會
臺灣省政府農林廳 補助

臺灣省農業試驗所
中華土壤肥料學會 主辦

臺灣省農業試驗所編印
中華民國八十四年十二月

有機質肥料合理施用技術研討會

序

『有機質肥料合理施用技術研討會』是本所慶祝百週年所慶一系列學術研討會的第七個研討會，由農試所與中華土壤肥料學會共同舉辦。會中除了邀請農政、大專農學院校及試驗改良場所的學者專家進行專題報告外，同時也邀請相關的業者參加，經由產、官、學各界精英的共同參與，充份的討論，交換經驗，並將所獲得的結論，彙集而成本研討會專刊，可提供作爲本省有機質肥料合理施用，善用農牧廢棄物資源、加强生態保育之重要參考。

臺灣地跨熱帶及亞熱帶，高溫多濕，土壤有機質分解迅速，一般咸認施用有機質肥料以提高土壤有機質含量之重要性。目前永續農業經營正推行中，農政單位及民間業者無不積極推廣農田施用有機質肥料。如何減施化學肥料，多用農牧廢棄物所製有機質肥料，無疑，爲今後大家應加强努力之重要課題。但有機質肥料之養分單價偏高，使用上不方便及品質不穩定等問題，均是阻礙其普遍施用之因素，亦需大家共同努力克服。

此次本所能順利舉辦研討會及發行專刊，全係行政院農委會及省政府農林廳經費補助，謹此致謝。又本次研討會能針對諸多之問題提供因應建言，共同爲臺灣地區生態保育及農業永續發展作出貢獻，乃承蒙各位長官、各位先進熱列參與貢獻智慧之結果，謹此致謝。同時再次感謝中華土壤肥料學會的合作，對於本研討會的各籌備委員以及負責執行工作的同仁，也表示萬分之謝意。

臺灣省農業試驗所　所長

林　俊　義　謹識

中華民國八十四年十二月十八日

杜所長金池致詞

王理事長、土壤肥料界前輩、各位貴賓、各位女士、各位先生：

今天在農業試驗所召開有機肥料合理施用技術研討會，是農業試驗所慶祝一百週年演講系列第七個研討會，這個研討會是由農業試驗所與中華土壤肥料學會共同舉辦的。本來邱廳長要親自前來主持，但是因爲臨時有要公，所以特別批示由本人代表他在這裏向在座的貴賓、各位女士、各位先生致萬分謝意。因爲今天的研討會不僅僅邀請到農政單位學術界所有代表，更重要的也有業者共同參與，希望能透過產、官、學共同洽商與共同討論交換經驗，所獲得結果將做爲我們今後本省合理施用有機肥料、善用農牧廢棄物資源，加强生態保育的重要參考以及研究單位加强工作的根據。

台灣地屬熱帶和亞熱帶的地理位置上，所以高溫多濕，雨季集中在夏天，土壤中有機質的分解特別迅速，養分因爲雨季集中而被沖淋流失，加以土壤中耕作的複作指數很高，土壤中養分的消失也就特別快，所以肥料的補充就變成農業生產操作上的重要環節。根據資料統計，台灣地區所使用的化學肥料是世界平均的五倍，它可說是位世界的首位。我是農家出生的，小時候在農家家家戶戶都會做一些堆肥，利用田間得到的廢棄物及家裏養的家畜、家禽廢棄物做成堆肥後，回歸到農田裏頭去，這情況在目前的農家比較少見。在台灣農作耕作或氣候條件對肥料的需求這麼迫切的情況下，以致造成我們農民超限利用並且過分追求產量，而使用太多的肥料，這是不可忽視的事實。而因爲過分超量的使用肥料，致使土壤發生不的後果，也使環境遭受很大的破壞。我們都曉得台灣一年自己生產的雜糧來做爲飼料的不達到５％，而95％以上都是進口當做飼料養家畜、家禽，並由家畜、家禽排泄出來的糞便產生大量有機廢棄物，雖然政府大力推動大家來利用這些有機質，希能夠回歸到土壤去養肥我們的土壤，並免得因爲沒有好好利用而造成環境的污染。但事實上因爲有很多的問題並沒有進行的非常順利，政府一向非常地重視這個問題，而推行也不遺餘力。所以在台灣省農業建設方案當中，由今年的七月一日開始要實行爲期五年的施政的三個重點調整方向裏頭，就把善用農業資源、加强生態保育列爲當中之一，做爲我們將來加强生態保育，提高農牧資源多項措施的根據。邱廳長特別要我在這裏向各位問安之外，並且希望大家能以這兩天時間多多交換意見，提供寶貴的措施，因爲邱廳長正要各區農業改良場進行有機農業的栽培示範工作，我想在座的很多改良場場長都了解這件事情，今天的研討會邱廳長很希望我們能得到一些結論，做爲這個示範的重要參考資料。這是我代表邱廳長在這裏轉達他對我們的期望，並向各位貴賓、各位女士、各位先生問安。

剛剛我已報告過，今天的研討會是農業試驗所爲慶祝百週年專題演講系列的第七個。農業試驗所創立於1895年，在中日發生甲午戰爭，清廷戰敗，以致在1895年四月，在日本訂定馬關條約，五月份在山東省完成換文，六月份日本當局成立了台灣事務局，統籌台灣佔領的事務。因爲日本人是有計畫的佔領台灣，所以要清廷割讓台灣就已立定了目標要「農業台灣，工業日本」。所以他的步調是很快，六月成立了台灣事務局，立刻派兵佔領台灣，在同年的八月就在台北的一女中的現址設立了二公畝左右的試驗地，進行水稻與蔬菜的試驗，因爲日本人到台灣來對我們一向種植的在萊米（秈稻）並不習慣，所以立刻進行日本人喜好的蓬萊米觀察試驗，這觀察和試種的工

作在1895年在目前北一女的地方成立了這個試驗場，這個試驗場可說是農業試驗所成立的前身，也就是今天我們為什麼叫它做一百週年的由來。

到了第二年，因為當時的試驗面積太小，而工作的項目只限於水稻的試栽。日本派了很多的軍隊和移民，為適合他們的口味，所以種了很多蔬菜，二年後覺得面積太小所以就搬到了大龍峒，也就是現在台北市政府路燈公園管理處與花卉發展中心這個地方，設立了二公畝試驗田，除水稻、蔬菜之外，並增加了畜牧的研究工作，但是仍然覺得地方不夠大，這種情況一直持續到1903年。到1903就擴大組織到目前台灣大學的側後方，也就是羅斯福路四段，就是公館的地方，正式成立農業試驗場，直屬台灣總督府，並且把糖業的研究工作一併併到農業試驗所，成立糖業科，一起從事研究。除了林和漁業試驗研究外，所有的農和牧試驗研究都屬農業試驗所工作範圍。

1977年，因為台北都市的發展，大廈林立，使原來台北市羅斯福路四段已經不適合我們做農業試驗研究，故在1977年12月我們就搬遷到目前這個位置，在座有好幾位同事和我一起搬過家，如邱前場長、連主任，那時我是病理系主任，從1977年搬下來以後一直維持到今天，歷時前後一百年。前五十年是日本佔據的時候，後五十年回歸到中華民國版圖，台灣整個農業發展史可說是與農業試驗所所史習習相關、相依相存。

前五十年日本佔據時有兩個重要事情，我要說給土壤肥料界的所有朋友了解。1932年高雄檢糖所與農試所的糖業科合併，成立糖業試驗所。前五十年日本有兩個重大政策，即「農業台灣，工業日本」，所以日本人來臺後，在農業試驗所的整個年報和資料裏最主要的初期工作是資源調查，台灣的農業資源調查發現了台灣是最適合種植水稻的地方，亦發現了糖業是最適合發展的產業，所以以發展米和糖為主要工作。到了後期發動南洋戰爭（太平洋戰爭），為了發展南洋的農業所以增設熱帶的研究單位，其最早成立於嘉義，即現在的嘉義農業試驗分所，同時也成立了更接近熱帶地區的兩個試驗分場，一個在台東叫台東支場（即現在的台東農業改良場），一個在鳳山叫鳳山熱帶園藝支場（即農業試驗所的鳳山分所），這兩個支場直接研究熱帶園藝作物，做為侵略南洋發展南洋農業的跳板。這是前五十年日本人利用台灣資源來發展農業來養活他們的人口，使他們的資源能夠完全用在發展工業很好的寫照。台灣雖在日本人佔據的時候，仍然扮演著時代的任務，完成當時政府交給農試所應辦的任務。

到1945年台灣光復以後有幾件大事在這裏跟各位做一個報告，台灣光復初期，民生凋蔽，軍需民生充分的供應，是農業上的首要任務，不管是病害、蟲害，土壤肥料都配合水稻來進行各種增產的工作。所以目前台農67號仍為台灣種植面積最大的水稻品種，這是第一階段的時代任務；第二階段是以農業培養工業，是台灣經濟能起飛的一個階段，在這個階段裏台灣省農業試驗所仍然扮演一個舉足輕重的角色。大家都知道，有兩個農產品為台灣賺了很多錢，也使台灣變成亞洲四小龍的一個重要關鍵。第一個是洋菇，洋菇在台灣是除了農業試驗所以外沒有其他單位研究，台灣能夠發展出我們特殊的栽培方式，發展出我們自己的品種，而成為世界上第一個領先的洋菇罐頭國家，而使台灣賺取了很多外匯，農業試驗所扮演一個很重要的階段性的角色。另外一個很重要的作物，為台灣賺了很多的錢，那就是蘆筍，蘆筍所謂留莖栽培法，雖然不是農業試驗所發展出來的，而是由當時的台北區農改場研發出來的，但是農業試驗所責無旁貸，為了配合熱帶能夠成功的栽培一個作物，所以對病害的控制可說是從頭到尾參與，使在熱帶地區特有的病害能完全的控制，而成為一個最主要的蘆筍罐頭外銷國家，這也是在台灣能以農業培養工業的一個階段性的任務。後來由於經濟起飛，國民所得增加，生活水準提高，水稻變成一個不是最主要的農作

物，所以稻田轉作成爲當時最主要的一個任務，農業試驗所育成了第一個品種台農351號，產量可以六到八噸，所以順利的配合稻田轉作政策，並提出了第二個高產量的雜交品種，即是台農1號，成爲後期稻田轉作的主力品種，使能順利的達成政府的任務，也使轉作的稻田面積達到預期的目標，這是光復以後第三段的階段性任務。第四段階段性的任務，因爲經濟的開發與發達，國民所得已經一萬一仟美元，邱前主席提出精緻農業爲一個必須發展的經濟目標，在這種政策領導之下，農業試驗所仍然沒有缺席，所以大家在日常生活當中可以品嚐到又大又甜的黑鑽石蓮霧，大家可以享受到好吃的木瓜品種，這是全省的研發單位和我們農民勤勞、刻苦、認眞所共同努力的成果。

農業試驗所一百歲，這一百歲來承蒙在位各貴賓、各位女士、各位先生熱烈的給我們鼓勵、給我們指導、給我們不斷的鞭策，讓我們不斷的成長，我們在這一百週年，我們打算以重要的作物門別或重要的科學門別，分別舉辦十六場的研討會，今天是第七個。我們爲了要跨入廿一世紀，也爲了要進入另一個一百年，來擬定出我們未來要共同努力的一個方向和目標。我們希望在十一月二十二日是我們農業試驗所正式的，台灣行政長官公使正式發佈命令接收台灣農業試驗所的這一天，也就是所慶日。在我們辦完所慶後，我們將要簽給我們省長、廳長來組織成立一個調適的委員，我想請大概是九個到十五個外聘的專家來給我們評估。根據我們十六場的研討會擬定未來的工作重點方向，使農業試驗所在跨入廿一世紀重創未來光輝的另一個一百年時，如何來改變它的組織架構，以因應未來的需要。所以我今天要在這裏以農業試驗所的身份，一方面代表所有的員工歡迎大家能夠蒞臨，也利用這機會向各位貴賓報告今天的研討會有多重要，不僅僅是我們邱廳長交代我要轉達，他說今天這個研討會是台灣省農業建設方案中一個重要的項目之一，也是農業試驗所和其他試驗場重要的工作項目之一，所以希望這兩天大家能貢獻智慧，使我們未來的工作能引導到更正確的方向。

我在這裏要特別謝謝中華土壤肥料學會，能夠和我們共鑲盛舉來舉辦這場研討會，我要謝謝所有籌備委員，在籌備期間項獻了他們的智慧，給我們安排這麼完整的研討會議程，聘請台灣所有的權威學者專家來給我們做專題報告，更重要擬出一個中心議題，而這個中心議題是未來工作的重點方向調整，農業試驗所的人力重新分配的一個重要根據。所以希望在座的貴賓能夠堅持到明天綜合討論爲止，不要離開；更感謝各位在座貴賓的參與，雖然各籌備委員努力的籌劃這個節目，要是今天沒有大家的參與這個研討會就無法進行順利，亦感謝各位熱烈的參與，也要利用這個機會公開地謝謝農化系所有的工作同仁和相關單位的同仁的支援，使研討會能順利的進行，在研討會期間希有任何服務不週處請告訴我們服務人員改進，雖不能完全盡如人意，但他們一定會盡力地來爲大家服務。最後還要感謝兩個單位提供我們有機肥料，第一個是台灣糖業試驗所給我們致送了台糖有機肥料一包，另外台灣肥料公司也給每個參加者台肥有機肥一包，因爲太重了所以沒有放入資料袋內，希望明天大家離開前別忘了向服務台領取這兩項很好的禮物帶回去試用，在這裏也謝謝他們。在這裏敬祝各位貴賓身體健康、事事如意，希望大家能繼續對我們農業試驗所鞭策、指導、教誨。

永續協會謝副理事長森展致詞

各位貴賓、各位女士、各位先生：

讓我在這裡做個說明，我實在不敢當，在此倍榮幸，剛剛聆聽杜所長把台灣農業史說明得很清楚，從一百年農業史中，我們瞭解到我們今天生活這麼豐裕，生活品質改進是杜所長和在座各位努力的成果。謝謝大家，當時在工作的時候總覺得若工作太長又會帶來一種疲勞，覺得疲勞應該要休息、退休，退休之後應回歸自然。當時「農業台灣，工業日本」，我認爲在人類的生存與永續當中，還是認爲農業是最重要的課題，我各人很喜歡旅行，在二、三十年前我到過中南美、非洲、歐洲旅行之後發現有長久歷史的國家若沒有農業，則這個國家和民族一定會滅亡，所以我認爲回歸自然一個最好的享受，在創造人生的第二春是一個重要的轉變。在這當中我思考兩件事情，一件是當時日本和美國爲了農產品產銷的磨擦，在一次日本演講會中，我建議日本向美國說明，美國的農業成本很低，乃因其以抽石油的設備和技術來抽地水做灌溉。在亞洲和歐洲，日本以灌溉水利來做爲稻田和農業用水，集水灌溉是自然生態的一個過程，可循環利用。地球的資源不只是石油、鐵礦和煤礦，而森林和水力也是永遠用不完的資源。我告訴日本人，你應該用這內容告訴美國人這就是爲什麼日本稻米和農產品成本比美國貴的原因之一。從這裡有很多相關的資料大家都在研討，研討的結果告訴美國，後來美國從歐洲的法律中，研擬出很多有關抽地下水的法令，以減緩地球沙漠化的速度，對自然生態也有良很的循環。

由MOA發起在聯合國成立永續協會的時候我寫一篇文章，我認爲工業國家應對農業國家和未開發國家應該給其贊助，針對巴西，巴西因債務關係而有計畫的砍伐熱帶雨林，使地球生態破壞，臭氧層、氣候、雨量均受到相當大的影響，我們認爲工業國家如日本和國應該減輕巴西的債務和債權，相對的要巴西不要亂砍森林。後來美國和日本相繼地對巴西的債權減輕很多，並要求他們保護熱帶雨林，從這裡我們感覺到在萬物當中我認爲人的生命和植物生命都同樣的寶貴，土壤也是一種有生命的東西，若疲勞了應讓土壤休息，不管是樹木、石頭或土壤都是同樣爲有生命的東西，不能讓它們過度疲勞要讓他們休息，「疲勞了就要休息」這是俄羅斯的名哲學家說的，我們應思考今後如何讓農業永續下去，讓地球和人類的生活更和諧，若用農藥殺草劑來破壞土壤，土壤會變成一個死的土壤，各位若有時間去我的農場，雖規模不大但各位可看到螢火蟲，在不到二十公頃的農場上可找到台灣很多原始的鳥類和自然生態中的一些昆蟲，今天我也沒有準備只粗略地將自然生態保育和永續農業的事情向各位報告，我想還是請各位指教和支持，在此祝大家健康並希望大會成功，在往後的一百年農業會有一個燦爛的發展，使台灣變成地球上最好的農業國家，謝謝大家！

前農委會技正蘇楠榮博士致詞

杜所長、王理事長、謝副理事長、各位農業界以及土壤肥料界的好朋友：

首先恭禧農業試驗所迎接一百週年所慶，在去一百年之中，農試所在台灣農業及世界農業學術技術發展方面非常大，尤其是最近多年來農業試驗所各位同仁在杜所長領導之下，在各種的成就進一步發揚光大。在今天有機會參加此會首先感謝杜所長、王理事長和農化系連主任邀請我在退後，還有機會參與這個盛會，感到非常光榮而且高興。中華土壤肥料會在理事長領導之下，舉辦很多學術研討會，以及會辦的學術研討均非常成功，覺得非常高興。今天的研討會的主題從廿世紀末欲進入廿一世紀時，在我們過去土壤肥料管理技術要進入新的階段，已經相當多的基礎和準備，今後可放手去邁進，希望今日兩天能聽到有關很多土壤肥力改進技術的資訊。就我各人退休很很少自己用功去看書，而天天落後的情況下，能有再綜合吸收台灣研究成果的機會非常高興。

過去我個人可以說是與台灣農業化學慣行的施肥技術時代一起成長。在化學肥料使用之下，對土壤的物理性、化學性、生物性有很多是負的影響，在使用有機資材的情況之下，也是對土壤的物理、化學、生物性有很大的影響，有很多是正面的影響。但實際農業上，要所有的土地像我們現在在推動的自然農法或有機農法那樣子，完全靠有機質的使用，這種可能情並不大，僅管我個人對這方面是非常有興趣。全面性的問題還是如何在資源和人力所許可的情況之下，用什麼方法使化學肥和有機質肥料和諧使用而發揮對土壤環境與自然農法相同的永續生產力，這課題相當重要且並不像一般人所想像的那麼簡單，像中藥多吃一點壞效果也不會出來，但其累積的效果還是相當值得注意的。所以我們使用有機資材的技術，可能一點都不會比有機農業之下的病蟲害的治更好做，要做的恰到好處和正確，使其在量在質方面能夠在自然環境之下，在土壤的不同性質之下，在作物不同種類情況之下，在同作物不同生長時期之下發揮它恰到好處的效果，這個技術可能比以前的化學慣行農業要難的多。

所以我們土壤肥料工作同仁的挑戰和責任可能相當的重，我不敢多佔各位寶貴的時間，我這次來主要是要來多聽多吸收各老朋友所研究、有關要邁入廿一世紀的農業，我們肥同仁能夠提供更重要的資訊。謝謝所長、謝謝理事長及各位老朋友能夠給我一個機會來共同參與這個研討會。

中華土壤肥料學會王理事長銀波致詞

杜所長、謝副理事長、蘇技正、各位專家、各位女士、各位先生：

我身為主辦單位之一，代表主辦單位歡迎各位專家學者來參加有機質肥料適當使用的研討會。有機肥料自有歷史我們的老祖宗就在使用，到最近農委會在提倡、推廣。但是在代的農業栽培，在施用技術上的無法改進，加上人工的缺乏，不只台灣，很多國家對於有機肥料的使用越來越少。因有一部份注重地力的人士，另有一部份受了農藥危害的人士，更有一部份主張天然食品，提高生活品質的人士，對於有機質肥料的使用越來越强烈。所以近年來除了高叫多用有機質肥料外，成立了所謂的有機農業、自然農業等名的單位或協會强調使用有機質肥料。有機物對農田有很多好處，隨便翻一翻書本就可以知道。在這裡要强調的第一點，有機資材的使用有累積的效果，這一點非常重要，所以在日本使用時非常被重視，其他國家亦有此種報告。第二在這裡要提出來的是有機物可以減緩多量使用肥傷害作物的機會，農民已經在高價作物利用。我曾經在台中看到種花農民一分地使用十噸的堆肥，很嚇人，但其效果顯著。當然有機肥料不是只有好處也有其壞處，大家都知道我們施用稻草等高碳氮比有機物在短期之內會有缺氮的現象，我們施用綠肥有時播種太快就死掉了，根不生長，諸如此類的問題一大堆並不是沒有利用不當之缺點。所以我們今天才要召開有機肥料適當使用的研討會，借用各位專家學者的智慧共同來研討，使實驗結果讓每一位都知道，帶回去利用，這是我們今天開研討會的目的。謝謝農委會及農林廳的補助經費，謝謝各試驗場所等贈送很多的花籃，更要感謝廠商給我們很多有機肥料的樣品，最後謝謝各位來參加研討會，謝謝！

有機質肥料合理施用技術研討會議程

5月11日(星期四)

主題一、有機資材利用之現況　　主持人：洪崑煌

1. 有機資材利用之試驗研究現狀與展望……張淑賢
2. 堆肥製造成本與利用效益之經濟研究……鄭詩華
3. 有機質肥料之品質及產銷之現況……李育義
4. 農畜產廢棄物利用及堆肥製造之現況……林財旺、簡宣裕

主題二、台灣土壤有機質之狀況　　主持人：連　深

5. 有機物對作物生產的功能……洪崑煌
6. 台灣地區土壤有機質含量與有機資材之施用狀況……郭鴻裕、朱戩良、江志峰、吳懷國
7. 土壤有機質分解聚積之模擬……林正錺、林欣華、劉慧甄
8. 有機農業之意義及有關試驗之檢討……王銀波、趙震慶

主題三、有機質肥料之肥效　　主持人：王銀波

9. 有機質肥料之肥效試驗及結果判釋之若干觀點……連　深
10. 果園、蔬菜園長期施用有機質肥料之效果……江國忠、彭德昌、黃山內
11. 特殊有機質肥料(泥炭及腐植酸)之功效……楊秋忠、陳立夫

5月12日(星期五)

主題四、有機質肥料之施用技術　　主持人：莊作權

㈠有機質肥料之合理施用量

12. 不同環境及作物制度下維持／增進地力所需有機質肥料之施用量……黃裕銘
13. 台灣若干土壤有機質肥料分解、聚積之模擬及有機質肥料施用基準之試定……陳琦玲、連　深
14. 長期施用豬糞尿有機肥對地下水污染之影響及合理施用量之評估……嚴式清

休　息

15. 長期施用豬糞堆肥對土壤中重金屬之累積及合理施用量之評估……陳尊賢
16. 有機肥料之施用與土壤重金屬之聚積、作物吸收之關係……劉文徹、李松伍、王銀波

主題四、有機質肥料之施用技術　主持人：黃山內

㈡有機質肥料氮素礦化量之預估

17. 有機質肥料之氮素礦化量預測……莊作權、張宇旭、陳鴻基

18. 堆肥有效養分潛能估測之研究……………………………………蔡宜峰、莊作權、黃裕銘

午餐及休息

主題五、綜合討論：

主持人：王銀波　鄭隨和　莊作權　張淑賢　連　深
杜金池　柳臺生　洪崑煌　黃山內

討論議題：

一、有機資材利用之現況與問題。

二、臺灣地區土壤肥力之現況及有機質肥料施用意義之定位。

三、有機質肥料合理施用之技術。

1. 土壤中有機質聚積及氮素礦化之預測。
2. 有機質肥料施用量基準之策訂。
3. 目前研究成果之得失及未來應加强研究之方向。

目　　錄

有機資材利用之試驗研究現狀與展望……………………………………………張淑賢　1

堆肥製造成本與利用效益之經濟研究……………………………………………鄭詩華　15

有機質肥料之品質及產銷之現況……………………………………………………李育義　37

農畜產廢棄物利用及堆肥製造之現況……………………………………林財旺、簡宣裕　43

有機物對作物生產的功能……………………………………………………………洪崑煌　59

台灣地區土壤有機質含量與有機資材之施用狀況…………郭鴻裕、朱戩良、江志峰、吳懷國　72

土壤有機質分解聚積之模擬……………………………………林正鈁、林欣華、劉慧甄　84

有機農業之意義及有關試驗之檢討……………………………………王銀波、趙震慶　95

有機質肥料之肥效試驗及結果判釋之若干觀點………………………………………連　深　110

果園、蔬菜園長期施用有機質肥料之效果…………………江國忠、彭德昌、黃山內　126

特殊有機質肥料(泥炭及腐植酸)之功效……………………………………楊秋忠、陳立夫　147

不同環境及作物制度下維持／增進地力所需有機質肥料之施用量…………………黃裕銘　159

台灣若干土壤有機質肥料分解、聚積之模擬及有機質肥料施用基準之試定……………………………………………………………………陳琦玲、連　深　171

長期施用豬糞尿有機肥對地下水污染之影響及合理施用量之評估……………………嚴式清　191

長期施用豬糞堆肥對土壤中重金屬之累積及合理施用量之評估………………………陳尊賢　200

有機肥料之施用與土壤重金屬之聚積、作物吸收之關係……………劉文徹、李松伍、王銀波　215

有機質肥料之氮素礦化量預測………………………………莊作權、張宇旭、陳鴻基　228

堆肥有效養分潛能估測之研究………………………………蔡宜峰、莊作權、黃裕銘　242

研討內容摘要及建議事項……………………………………………………郭鴻裕、連　深　259

籌備委員、演講及參加人員、工作人員名單………………………………………………　262

有機資材利用之試驗研究現況與展望

張 淑 賢*

摘要：土壤有機質可改良土壤物理、化學及生物性，利於作物耕作管理，並為作物營養要素之貯藏庫，因此其含量一般被視為土壤肥力（特別是氮素肥力）之指標。許多研究結果顯示適當施用有機物可增加土壤有機質、改良土壤性質並增加土壤氮素礦化量，進而增加作物產量，而臺灣地處亞熱帶，高溫多溼，微生物活動力強，有機物分解迅速，故據調查一般耕地土壤有機質含量偏低，有44.8% 土壤含量低於2.0% 。因此為長期培育土壤生產力，即須設法維持或增加土壤有機質含量至一適當範圍。然而究竟什麼才是適當之土壤有機質含量範圍？又不同類有機物之適當投入量為何？則尚待研究。土壤有機質之積聚速率取決於有機物之投入速率與分解速率。有機物在水田之分解速率有別於旱田者。若干長期試驗結果顯示：稻田因浸水還原，有機物分解較慢，故在兩期稻作下，留在土壤中的根與莖基每公頃約有5～10噸，則土壤有機質含量即可維持不減，若另將地上物回歸土壤，則尚可增加土壤有機質含量；反之如以水旱或旱作輪作，則即使地上部作物殘株回歸土壤的乾物量每年每公頃在9噸左右（連地下部合計約18噸），土壤有機質仍逐年漸減。因此欲增加或維持本省土壤有機質含量，即需研究如何在不同之耕作系統下適量投入有機物。而臺灣地區每年所產生的農牧有機廢棄物數量龐大，包括作物殘株及禽畜糞等估計共有2,034 萬噸，含有大量生質能源與植物養分，如能妥善循環利用，回歸土壤，不僅可協助解決環境污染問題，並有助於增進土壤生產力。有關有機物合理施用技術之研究課題包括有機物的利用方式（直接施用或做成堆肥）、經濟合理施用量及施用技術（包括有機物之經濟用量、養分釋放曲線、配方調整或配合化學肥料施用等）、長期施用對土壤肥力與作物生長之影響、及有機物施用之氮磷與重金屬污染評估等，期能建立適合本省氣候環境、耕作制度、作物種類之有機物合理施用技術，同時達到兼顧有機物施用的經濟效益與環境維護之目標。本篇將摘要討論若干有關試驗研究成果並提出未來應加強研究之方向。

關鍵詞：有機物、施用技術、土壤有機質、土壤肥力

前 言

土壤有機質是動植物及微生物等之殘體在土壤中經微生物分解後所產生之黑色穩定產物，其組成與構造複雜，含有各種作物必需營養要素，具比重小、表面積大、陽離子交換能力高等特性，可促進土壤團粒構造生成，改善土壤排水、通氣性，增加土壤保水、保肥能力及對酸鹼與鹽分之緩衝能力，利於作物耕作管理。此外，土壤有機質亦為土壤微生物活動之養料，仍可繼續被土壤微生物分解利用，最後釋放出各種作物生長所需之營養要素，故而土壤有機質也是作物營養要素的貯存庫，而土壤有機質含量一般也被視為土壤肥力高低的指標（特別是氮素供應能力）。

然而臺灣氣候高溫多濕，土壤微生物活動力強，可迅速分解土壤中的有機物，因此一般耕地土壤之有機質含量偏低[1][2]。林氏[1]在民國67至70年間進行本省土壤肥力能限分類調查結果指

＊行政院農業委員會農糧處技正

出在5,727個樣品中有44.8%其土壤有機質含量在2.0%以下；另張氏[2]在民國80年間調查全省128個柑橘園中有64%其土壤有機質含量在2.0%以下，作物生產普遍仰賴施肥。因此爲增進土壤生產力，在耕作管理上即須設法維持或增加土壤有機質含量。然而欲增加土壤有機質含量並非易事。土壤有機質之積聚或減少取決於單位時間內有機物之投入量與分解量，投入速率需大於分解速率，土壤有機質含量才能增加。每公頃15公分厚度之土壤每含1.0%有機質即約含20噸，因此欲在單位時間內增加土壤有機質含量1.0%，則每公頃需施入有機物之分解量再加20噸之該有機物。如此大量之有機物其取得與施用均增加作物生產成本，因此在有機物施用上即需考慮其經濟收益。此外，如果以增加土壤有機質來改良土壤性質爲目的，則須選用纖維質及木質素含量較高之有機物，因其較不易分解，利於土壤有機質之增加；相反的，如果施用易分解且碳氮比低之綠肥或油粕類，則因其分解迅速，並無法增加土壤有機質。至於於對作物生產而言，究竟什麼才是適當的土壤有機質含量範圍，則需由研究土壤有機質含量與作物產量與品質之關係來獲得，可能因土壤條件及栽培管理方法等而有所不同，還尚待研究。

近年來由於化學肥料之方便與普及，再加上有機肥料之施用及搬運費工且市售價格高昂等因素，除蔬菜、花卉、果作等高經濟作物外，其他占栽培面積最大宗之糧食作物幾乎無施用有機質肥料之誘因。然而爲培育土壤永續生產力，即須研究如何以最經濟的方法來維持或增加土壤有機質含量至一個適當的範圍。

另一方面，臺灣地區每年所產生之農業有機廢棄物數量非常龐大[3][4]（表一），估計有豬糞431萬公噸，雞糞404萬公噸，牛糞166萬公噸，稻草260萬公噸，穀殼40萬公噸，果菜廢棄物70萬公噸，蔗葉210萬公噸，蔗渣417萬公噸，廢棄太空包5萬公噸，花生殼6萬噸，魚渣25萬噸，另進口油粕類24萬噸。這些爲數可觀的有機廢棄物如果任意棄置，不僅污染環境，亦是一種資源浪費，如能將這些生質能源及其所含的植物養分循環利用，回歸到土壤，不僅可改善土壤性質，提高土壤生產力，亦可協助解決廢棄物污染問題。估計如果將每年所產生的農牧廢棄物做成堆肥則可生產593萬噸（見表一，以堆肥製作過程乾物重約損失一半，製成之堆肥含水率爲30%估算而得），如果平均分配於874,535公頃耕地面積，則每公頃約施用6.8噸。又據農委會統計臺灣地區民國八十三年農用化學肥料之三要素總量分別爲氮素26.3萬噸、磷酐7.4萬噸、氧化鉀10.5萬噸，平均每公頃耕地之三要素施肥量高達515公斤；另估計含當年所飼養之牛、豬、雞排泄物所含三要素量[5]分別爲化肥要素施用總量之58%、233%、110%（表二、三）；則除氮素外，禽畜糞尿所含之要素量除氮外，已可全部取代化學肥料，因此其對環境所造成之負荷可想而知，亟須妥善處理，回歸農田，以取代部分化學肥料之施用。而農牧有機廢棄物之處理及利用技術均需加强研究。

有機物用於作物生產時有幾個問題必須考慮，首先是有機物的合理施用量問題。無論從投資報酬率、作物品質、或環境維護之觀點來考慮，有機物的適當施用量並非毫無限制。如前述，有機物的施用增加施肥成本，其所能增加的收益最少須能收支相抵；又有機物經礦化產生的氮量如超過作物生長所需，即影響作物產量和品質；此外有報告[6]指出每公頃施用100噸豬糞堆肥，即造成硝酸態氮污染地下水；且有機物含有相當量的磷，可隨表面逕流污染河川水源；又禽畜糞、污泥或垃圾堆肥等有機物均可能含有相當量的重金屬，長期大量施用即可能造成土壤中重金屬累積而爲害作物或經由食物鍊之濃縮作用爲害人體，因此有機資材的利用必須分別從土壤改良、養分供應、環境維護及有機廢棄物處理等方面考慮其合理施用量。第二個要考慮的問題爲有機物如果以供應作物養分爲目的，則需考慮其養分釋放曲線如何配合作物生長所需？又某一有機資材之三要素比例不一定適合特定作物要素需求或特定土壤之肥力狀況，如果長期大量施用，即可能造

成土壤中養分不平衡而影響作物產量和品質，因此爲求達成作物增產的目標，即需研究如何調配有機資材之配方，或研究如何配合化學肥料施用，使適合作物生長所需。

有機物可直接施入土壤、或做成堆肥再施用、或製成栽培介質等。直接施用雖可省去堆肥化處理之繁瑣與製作成本，然而作殘株等可能含有病虫害及雜草種子等，未經處理即直接施用有可能爲害作物，又禽畜糞等則可能傳播疾病或產生異味而影響環境衛生。此外新鮮有機物如果大量直接施入土壤中，則其分解過程所產生的有機酸等有毒物質，可能爲害作物，而碳氮比高之有機物則更可能固定土壤中的氮素造成作物缺氮，因此新鮮有機物有時須於作物種植前一個月或更早施入土中，並保持適當水分狀態，使其充分分解，若施用碳氮比高的資材則須在基肥時增施氮肥。堆肥製作方法(4)係調整有機資材之整碳氮比至30，水分含量調整至60% ，堆積至一定高度使發酵一段時間，並經通氣或翻堆補充氧氣，即可將易分解、不穩定之物質分解或改變，製成腐熟堆肥，在堆積過程溫度可達60℃以上具殺菌效果，因此一般腐熟堆肥即使大量使用亦不致爲害作物。惟堆肥製作需要場地、設備或能源，均增加施用成本。

本篇將摘要檢討若干有關之試驗研究成果，並提出未來有機物合理施用技術之試驗研究展望。

表一、臺灣地區1993年產生之農牧有機廢棄物概估數量

Table 1. The estimated amount of main agricultural organic wastes produced in Taiwan in 1993.

Catagories	Wet wt. (10^4 ton)	Moisture[b)] (%)	Dry wt. (10^4 ton)
Hog manurea)	431	77	70
Chicken manure	404	65	141
Cow manure	166	82	30
Bagass	417	42	292
Sugarcane leaves	210	70	63
Rice straw	223	30	156
Rice husk	41	10	37
Corn stalk	35	30	25
Peanut husk	6	30	4
Wastes from fruit/ vegetable markets	71	90	7
Sawdust waste from mushroom culturing farm	5	30	4
Wastes from fish market	25	80	5
Total	2034		831

Note:

[a]) The total amount of animal feces produced in 1994 were calculated from the number of cattles, hogs, and chickens at the end of that year and the amount of their daily excretion (i.e., cattle 27.5kg, hog 1.20kg, chicken 0.12kg).

[b]) Estimated values.

表二、豬雞牛每日排泄之三要素量(g/head/day)

Table 2. Daily excretion of N, PO, KO from each hog, chicken, and cattle.

	N	P_2O_5 (g/head/day)	K_2O	No. of animals in the end of 1994
Hog	20.5	12.9	7.7	9,844,920
Chicken	2.0	3.5	2.1	92,329,000
Cattle	181.7	123.0	258.0	165,601

資料來源：嚴氏[5]，1989.

表三、臺灣地區1994年環境中由化學肥料使用及禽畜糞尿而來之三要素投入量概估

Table 3. The estimated loadings of N, P_2O_5, K_2O coming from chemical fertilizers consumption and animal excretions into the environment of Taiwan in 1994. (10ton)

Sources	N	P_2O_5	K_2O
Chemical fertilizers	26.29	7.37	10.53
(Index)	(100)	(100)	(100)
Hogs	7.36	4.64	2.77
Chickens	6.74	11.80	7.24
cattles	1.10	0.75	1.56
Total	15.20	17.19	11.57
(Index)	(58)	(233)	(110)
Sum	41.49	24.56	22.10

若干施用有機物對提升作物產量與品質效果之研究成果

過去之研究結果[7-14]顯示：在施用化學肥料之外，若再加施適量有機物，則或因其改進土壤理化性、或提供額外之養分（特別是氮素）、以及能持續供應作物生長中後期所需之養分，對提升作物產量與品質有所助益。其中又以對旱作物之增產效果大於對水稻者。

曾、謝二氏[7]於板橋及新庄兩處強酸性土壤蔬菜園各連續七作及十四作之試驗結果顯示：在三要素化學肥料之外，加施5或10噸垃圾堆肥，或加施3噸木屑雞糞，使各作平均分別較僅施化肥區增產11～22%、17～30%及16～24%，其中施用10噸垃圾堆肥者需加施1/3量之化學氮肥才能得到最高產量（表四）。蘇氏[8]於稻田施用新鮮豬糞之試驗結果顯示：新鮮豬糞若於一期作水稻種植前30天或二期作種植前20天以耕耘機整地耙碎均勻施入土中，使充分分解，對水稻生育即無不良影響。其所施用之豬糞每10噸約含氮素48公斤、磷酐23公斤、氧化鉀24公斤。在化學氮肥用量減施一半（一期作減施63公斤、二期減施52.5公斤）之情形下，對一期作水稻可加施10～15噸鮮豬糞，較施用全氮量化肥處理增加稻穀產量9～13%，而且施糞區在收穫時水稻之葉色較化肥

區濃綠；而在二期作則僅可加施10噸鮮豬糞並僅較化肥區增產3～7%（表五）。

胡氏[9]於東部兩處粘質壤土進行穀殼施用對玉米及其後作水稻之效果試驗，結果顯示：施用穀殼可降低粘重土壤之總體密度、提高玉米發芽率並促進根群發育，進而增加玉米產量，而且以穀殼掩埋(20t/ha)之效果優於穀殼敷蓋區(10t /ha)，兩地點平均分別較對照增產36% 及20% ；而穀殼施用對於後作水稻之殘效則分別為17% 及 8%（表六）。又王氏[10]等之試驗結果顯示：夏作田菁覆蓋不整地栽培處理，可改善土壤物理性，如增加粗孔隙率、提高土壤有效水分及入滲速率等，因而促進後作玉米根系發育，使玉米子實產量平均較未植田菁者顯著增產12% 。

表四、施用垃圾堆肥或木屑雞糞對蔬菜之增產效果(t/ha)

Table4. Effect of city wastes compost and sawdust-chicken-manure on vegetable production. (t/ha)

Location	OM 0[b]		Compost 5t/ha		Compost 10t/ha		Sawdust-C.M. 3t/ha	
	N[c]	2/3N[c]	N	2/3N	N	2/3N	N	2/3N
Bangio[a]	24.3	24.6	26.8	27.3	27.5	28.4	26.9	28.1
(Index)	(100)	(101)	(110)	(112)	(113)	(117)	(111)	(116)
Hsinjun[a]	23.5	25.9	30.5	31.0	32.9	30.5	29.2	31.5
(Index)	(100)	(110)	(130)	(132)	(140)	(130)	(124)	(134)

Note:

a) Each yield data was averaged from the yeild of 7 crops and 14 crops of vegetables grown in Bangio and Hsinjun respectively.

b) No organic material was added in this treatment.

c) N: full amount of chemical fertilizer nitrogen was applied; 2/3N: Only two-thirds of the full amount of N was applied.

資料來源：曾、謝[7]，1982.

表五、施用鮮豬糞並配合半量化學氮肥對水稻之增產效果(t/ha)

Table 5. Effect of the application of fresh hog manure in combination with 50% of the recommended rate of chemical fertlizer nigtogen on rice grain yield. (t/ha)

Rice type	crops	Check (M0)	Manure 5t/ha	Manure 10t/ha	Manure 15t/ha
Japonica	1st	7.35 (100)	7.40 (101)	7.95 (108)	8.08 (110)
	2nd	3.63 (100)	3.67 (101)	3.89 (107)	3.58 (98)
Indica	1st	7.57 (100)	7.62 (101)	8.46 (112)	8.65 (114)
	2nd	5.92 (100)	5.97 (101)	6.11 (103)	6.15 (104)

資料來源：蘇氏[8]，1982。

表六、施用穀殼對土壤總體密度、玉米發芽率與產量之影響、及其對後作水稻之殘效

Table 6. Effect of application of rice husk on soil bulk desity, the germination rate and yield of corn, and its residual effect on the yield of rice after corn in two clay loam soils.

Treatment	Soil bulk density (g/cm)	Corn seed germ. rate (%) 1rt Y	2nd Y	Corn grain yield (t/ha)	(Index)	Rice grain yield (t/ha)	(Index)
Rice husk 20/ha incorporated	1. 07	81	89	5. 13	(136)	5. 96	(117)
Rice husk 10/ha as a mulch	1. 11	53	88	4. 50	(120)	5. 48	(108)
Check	1. 18	53	84	3. 76	(100)	5. 08	(100)

資料來源：胡氏[9]，1987。

至於土壤有機質含量或有機物施用對農產品品質之影響並無一致之效果。陳氏[11]等在中部地區 108個地點之試驗結果顯示：土壤有機質含量高者，其所生產之稻米米飯均衡度較佳。施、謝二氏[12]比較施用不同有機資材與化肥區對米質之影響，兩年四期作之結果顯示處理間米質差異極爲有限。黃、戴[13]等六年十八作之有機農業可行性研究結果顯示有機農法生產之農產品（包括米飯、甜玉米、毛豆、甘藍等）食味優於化學農法者。至於土壤有機質或有機物施用對農產品品質之影響機制爲何則尙待進一步探討。

此外含氮量高之有機物若施用過多，也和化學氮肥施用過量一樣，除降低作物產量與品質外造成植體內硝酸態氮之累積。鄭氏[14]之試驗結果顯示：在化學肥料之外添加20噸豬糞堆肥雖增加菠菜產量達22%，但也同時增加植體內硝酸態氮含量達47% 之多。

表七、有機肥及化學氮素用量對菠菜產量及硝酸態氮含量之影響

Table 7. Effect of the rates of hog manure compost and chemical fertilizer N on the yield and tissue NO_3--N concentration of spinach.

Treat-ment	Yield (kg/ha)	(Index)	Tissue NO_3-N (ppm)	(Index)
M0	2, 729	(100)	5, 832	(100)
M20	3, 320	(122)	8, 546	(147)
N 0	2, 864	(100)	4, 562	(100)
N 60	3, 103	(108)	6, 913	(152)
N 120	3, 070	(107)	7, 900	(173)
N 180	3, 062	(107)	9, 380	(206)

資料來源：鄭氏，1990

若干有機質肥料之氮素肥效及新鮮有機物之施用適期研究成果

不同有機資材對作物之氮素肥效因其分解之難易程度、及碳氮比與乾物含氮率之不同而互異。又新鮮有機物在土壤中分解時可能產生有毒物質，爲害作物根系，必須於作物種植前一段時間即施入土壤中使其分解，其施用適期可因有機物種類、浸水與否、土溫高低等而異。謝氏等[15]於中部地區一期稻作種植前一星期每公頃掩施15噸埃及三葉草，可節省化學氮肥用量40公斤，且其稻穀產量與全量化學氮肥區相近。黃、蔡二氏[16]之試驗結果則顯示：乾豬糞對甘籃之肥效略優於石灰豬糞、加施20t/ha豬糞之效果略優於10t/ha、並以種植前兩週施用之效果較植前一週或種植前者略佳（表八）。又施、謝[12]研究顯示：不同有機資材之氮素肥效不同，由表八可知：對一期作水稻而言，在同爲 130公斤施氮總量下，各有機肥料之氮素肥效爲油粕類＞化學肥料＞禽類堆肥＞樹皮堆肥；因此油粕區水稻植株最高且植體氮含量最高，但卻因氮過多而減產17～22%，並以油粕倍量區減產幅度較大；兩種堆肥處理之株高與植體氮含量均較低，樹皮堆肥區並較化肥區減產7～12%，而以堆肥倍量區減產幅度較小（表九）。另黃、戴[13]之六年有機農業可行性研究結果顯示：對水稻及甘藍等需氮量高之作物，雖以慣行農法試區所施用之化學氮素總量之倍量來換算所需施用之堆肥量，惟其產量仍不及化肥區，但隨者試驗時間推移則減產幅度漸減；反之，對綠肥及毛豆等需氮量低之作物，則有機區產量高於化肥區。另臺南場林滄澤先生之試驗結果（未發表）則顯示：牛糞堆肥對甘藍而言其供氮力僅及化學氮肥之1/4。有關各類有機質肥料之氮素肥效評估方法還待加强研究建立。

表八、不同豬糞用量及施用時期對甘藍產量之影響

Table 8. Effect of the rate of hog manure and the timing of its application on the yield of cabbage.

Treatment	Yield (t/ha)	Index
Dry hog manure	33.9	100
Limed hog manure	33.0	97
Rate: 20 t/ha	34.4	100
10 t/ha	32.5	95
Two weeks before planting	34.1	100
one week before planting	33.5	98
prior planting	32.8	96

Note:

1.資料來源：黃、蔡，1980

2.The Rate of application of N-P_2O_5-K_2O was kept at 250-70-120kg/ha.

表九、不同有機資材對八十一年一期作水稻株高、產量及植體氮素含量之影響
Table 9. Effect of different kinds of organic fertilziers on the plant height, yield, and tissue notrogen concentration of the 1st rice crop.

Treatment $N-P_2O_5-K_2O$(kg/ha)		Height (cm)	Yield (kg/ha)	(Index)	tissue N
130-45-60 (CK)		100	6265	(100)	2.76
100-45-60		96	6459	(103)	3.00
Chicken	R1	98	6320	(101)	2.10
	R2	94	6410	(102)	2.18
Bark	R1	95	5522	(88)	2.67
	R2	96	5823	(93)	2.53
Oil cake	R1	104	5209	(83)	3.40
	R2	106	4914	(78)	3.80

Note:
1. 資料來源：施、謝二氏，1994。
2. The application rates R1 of the three organic fertilizers were calculated from 130 kg Ndivided by their N concentrations. The rate R2 is two times of R1.
3. The chicken manure compost was the Tai-fei No.1 organic fertilizers.

長期施用有機物對土壤有機質積聚及作物產量之影響研究結果

羅、蘇二氏(17)在屏東萬巒進行酸性土於水稻－水稻－大豆輪作下長期施用石灰與作物殘體對土壤肥力與作物產量之影響試驗，其結果顯示地上部作物殘體埋入區之平均作物產量各爲6.65噸、4.47噸及2.42噸。若估計地上部作物殘體約與子實產量相當，則每年之作物殘體埋入量合計約13.6噸，經十四年(1974-1988)後，殘體埋入區之土壤有機質含量僅較移除區增加0.15%（分別爲2.95% 及3.10%），同時兩區之土壤有機質含量較十四年前並未減少（分別增加0.35% 及0.50%）。而作物殘體埋入處理對水稻產量並無影響，對大豆則較移除區平均增產19%（表十）。

農試所在台北之48年長期水稻田連用同樣肥料試驗結果顯示（表十一，林氏等[18]）：在每作施氮總量同爲95kg/ha 之下，改施以豆餅、綠肥或堆肥並另加施同量過磷酸鈣（估計每年加入之有機物量分別爲2.8，7.6及12.7公噸），則分別較三要素化肥區增加土壤有機碳0.31%，0.55%及0.42%（換算成有機質爲0.51%，0.95% 及0.72%）；同時以施堆肥加過磷酸鈣之處理土壤氮礦化量最高，水稻產量增加14.3%～17.6%。

在旱田狀態下，微生物活性較水田爲高，有機物分解較快，蔡氏[19]之試驗結果顯示：由兩期稻作耕作系統轉爲水稻－玉米系統，則土壤有機質含量即由第一年之3.72% 降爲3.29%，第二年再降爲3.19%。

表十、在水稻－水稻－大豆次序下經十四年殘株埋入或移除處理對產量與土壤有機質含量之影響

Table 10. Effect of the incorporation of crop residues into soil on soil organic matter content after 14 years of continuous cropping under a rice-rice- soybean rotation system.

Crops	Crop yield (t/ha) (Index)	
	+ O[a)]	− O
1st rice crop	6.68 (100)	6.65 (100)
2nd rice crop	4.47 (102)	4.35 (100)
Soybean	2.42 (119)	2.03 (100)
Total	13.57	13.03
Soil organic matter matter (%)	3.10	2.95

Note: a) + O ：Crop residues were incorporated.
− O ：Crop residues were removed.
資料來源：羅、蘇(17)，1992.

旗南分場之有機農業可行性研究(13)六年結果亦顯示：在三年六作僅含一作水稻之輪作系統下，估計有機農法區平均每年之有機物投入量約27.3噸，另埋地上部作物殘株 8.8噸；而化學區則平均埋入 9.3噸（表十二），則六年後有機區之土壤有機質含量增加1.95% 而化學區減少0.18% （表十三，王、趙(20)）。

表十一、48年長期連用同樣肥料對兩期稻作產量與土壤有機碳含量之影響

Table 11. Effect of different fertilization programs on soil organic matter contents and rice yields after 48 years of continuous treatment.

	Soil O.M.(%)		Yield index	
Treatment	Top-soil	Sub-soil	1st crop	2nd crop
W/O fertilizers	2.11	0.87	55	71
Chemical NPK	2.26	0.84	100	100
Soybean cake + P	2.57	0.83	106	108
Barn manure + P	2.68	0.89	110	116
Green manure + P	2.81	0.89	101	103
NPK + lime	2.35	0.81	108	106
Green manure +lime	2.78	0.90	104	102

Note：1. 資料來源：林氏等(18)，1973.
2. The rate of chemical fertilizers $N-P_2O_5-K_2O$=95-41.5 -78.9 kg/ha. The rate of N was used as the base for calculating the amount of organic fertilizers should one apply.
3. The average grain yields of the NPK plot were 2.76 and 2.32 t/ha for the 1st and 2nd rice crop respectively.

表十二、連續六年施行有機農耕法或化學農耕法後各輪作作物產量、殘株埋入量及土壤有機質含量變化

Table 12. Comparisons on the crop yields, amount of crop residue incorporated, and soil organic matter contents betewee organic farming and conventional farming after six years of experiment.

Sequence of rotation in every 3 years		Fert. rate $N-P_2O_5-K_2O$	Yield (t/ha)	(Index)	Crop resid.a) (t/ha)
Conventional farming					
Sesbania	(Summer)	0-0-0	27.5	(100)	5.5
Cabbge	(Fall)	200-32-70	72.2	(100)	0.5
Sweet corn	(Spring)	178-56-60	10.2	(100)	5.1
Rice	(Summer)	120-40-60	6.1	(100)	6.1
Veg. soybean	(Fall)	60-72-60	7.4	(100)	7.4
Sweet Corn	(Spring)	178-56-60	8.3	(100)	3.2
Annual Total:					9.3
Sequence of rotation in every 3 years		**Rate of O.M. (t/ha)**	**Yield (t/ha)**	**(Index)**	**Crop resid. (t/ha)**
Organic farming					
Sesbania	(Summer)	0	29.3	(107)	5.9
Cabbge	(Fall)	22.2	56.9	(79)	0.5
Sweet corn	(Spring)	19.8	10.9	(115)	5.5
Rice	(Summer)	13.3	5.4	(88)	5.4
Veg. soybean	(Fall)	6.7	8.6	(116)	4.3
Sweet Corn	(Spring)	19.8	9.3	(112)	4.7
Annual Total:		27.3			8.8

a)Estimated dry weights of crop residues.

資料來源：黃、戴等氏[13]，1995.

表十三、有機農業可行性之研究試驗前後土壤有機質含量(%)

Table 13. Changes in soil organic matter content after 6 years under different farming practices.

Year	Conventional farming	Intermediate farming	Organic farming
1988	2.29	1.86	2.33
1994	2.11	2.61	3.92
Changes	-0.18	+0.75	+1.59

資料來源：王、趙[20]，1995.

由上述可見在兩期作水田之耕作制度下，由於浸水還原狀態下，有機物的分解較慢，每年因水稻種植約有 5～10噸之稻根與莖基部殘存於土壤中，土壤有機質含量即不致減少。若再將作物地上部殘株埋入，則土壤有機質含量即增加。反之在旱田狀態下，有機物分解較快，即使將 9.3噸之地上部殘株埋入土壤中 (若合併土壤中之根與莖基計算即約投入約18噸有機物)，土壤有機質含量仍然隨耕作時間漸減；而研究結果顯示有機物之使用對旱作物之增產效果往往大於對水稻者，因此對於旱作物之生產而言，有關如何妥善運用作物殘株及其他有機質肥料以提升作物產量與品質之技術研究即甚重要。

有機物推廣使用於作物生產時所面臨之問題

有機物用於作物生產時有幾個問題必須考慮，首先是有機物的合理施用量問題。無論從投資報酬率、作物品質、或環境維護之觀點來考慮，有機物的適當施用量並非毫無限制。有機物的施用增加施肥成本，其所增加的收益最少須能與成本相抵。無論以改善土壤理化性或供應作物所須營養要素為出發點來使用有機物，其單位面積施用量均以噸計。因其體積龐大，施用及搬運費工，又市售價格頗為昂貴，施用有機資材之成本比單用化學肥料高出十餘倍[13]。為有效推廣農民使用有機質肥料以消納為數龐大的廢棄物，即需大幅降低其施用成本，包括發展及推廣使用施肥機械及降低有機質肥料售價至每公斤2元以下。假設在化學肥料之外每公頃增施10噸有機物可使蔬菜增產10% ，並假設僅施化學肥料時該蔬菜之公頃產量為20公噸，則增產量為 2,000公斤，設若其售價為每公斤20元，則可增加收入 4萬元，若該有機質肥料之售價為每公斤 2元，則扣除 2萬元肥料成本及約 5千元施肥工資，農民尚有 1萬 5千元淨利。但如果該蔬菜之售價每公斤低於12.5元，或該有機質肥料之售價每公斤高於 3.5元，則農民即無法獲利。又對栽培面積最廣之水稻而言，同樣假設每公頃施用有機質肥料10噸可增產10% ，並假設未施有機物之公頃稻穀產量為 5噸，則稻穀增產量為 500公斤，而每公斤稻穀之售價如果為20元，則收入增加1 萬元；但是即使該有機質肥料之售價每公斤僅2元，其購肥成本為2萬元，則淨收益已為負值。可見對蔬果、花卉等高經濟作物而言，適當施用有機質肥料可以增加收益；惟對水稻栽培而言，幾無施用有機質肥料之誘因，為維持水田之有機質含量，應推廣農民以聯合收穫機將稻草切碎犁入土中，以做為土壤有機質之來源並循環利用其養分。

此外，由前述試驗結果可知：施用之有機物經礦化產生的氮量如超過作物生長所需，即影響作物產量和品質[12][14]，因此其施適當用量必需衡量其氮素供應能力。另有報告[6]指出每公頃施用 100噸豬糞堆肥，即造成硝酸態氮污染地下水；且有機物含有相當量的磷，可隨表面逕流污染河川水源。又禽畜糞、污泥或垃圾堆肥等有機物均可能含有相當量的重金屬，長期大量施用即可能造成土壤中重金屬累積而為害作物或經由食物鏈之濃縮作用為害人體。據連、李[21]調查市售及製造業者所生產之 216個有機質肥料之結果：雞糞堆肥與豬糞堆肥均含顯著的銅、鋅；兩者之銅含量各在9～394及 6～301ppm範圍，其中超過100ppm者各達其樣本數之33及42% ；兩者之鋅含量各在 56～1147及35～623ppm範圍，其中超過500ppm者各占其樣品數之 9及 5% 。為減少禽畜糞堆肥中所含之銅鋅量，除可由其堆肥製造原料中添加鋸木屑、蔗渣、稻草、谷殼等予以稀釋外，比較根本的解決辦法是儘量減低飼料中銅鋅之添加量。由上面的討論可知，有機物之適當施用量必須依其養分釋放特性、作物需肥量、環境維護及投資報酬率來決定。

第二個要考慮的問題為有機物如果以供應作物養分為目的，則需考慮其養分釋放曲線如何配合作物生長所需？如前述，有機物中所含的營養要素係以有機的型態存在，必須經微生物分解轉

變成無機型態才能被作物吸收利用。然而有機物的養分釋放速率受有機資材的碳素組成（如纖維質及木質素含量）、碳氮比、土壤溫度、濕度、pH、氧氣供應等因子所影響，不一定能配合作物生長所需；又某一有機資材之三要素比例不一定適合特定作物要素需求或特定土壤之肥力狀況，如果長期大量施用，即可能造成土壤中養分不平衡而影響作物產量和品質，因此爲求達成作物增產的目標，即需研究各種有機資材之養分釋放曲線，並研究如何調配有機資材之配方、或研究如何配合化學肥料施用，使適合各類作物生長所需。此外，亦須應用土壤速測定期診斷土壤養分狀況，以便修正施肥措施。

有機物可直接施入土壤、或做成堆肥再施用、或製成栽培介質等。直接施用雖可省去堆肥化處理之繁瑣與製作成本，然而作殘株等可能含有病虫害及雜草種子等，未經處理即直接施用有可能爲害作物，又禽畜糞等則可能傳播疾病或產生異味而影響環境衛生。此外新鮮有機物如果大量直接施入土壤中，則其分解過程所產生的有機酸等有毒物質，可能爲害作物，而碳氮比高之有機物則更可能固定土壤中的氮素造成作物缺氮，因此如前述，新鮮有機物常須於作物種植前20～30天施入土中[8]，並保持適當水分狀態，使其充分分解，若施用碳氮比高的資材則須在基肥時增施氮肥。堆肥製作方法[4]係調整有機資材之整碳氮比至30，水分含量調整至60％ ，堆積至一定高度使發酵一段時間，並經通氣或翻堆補充氧氣，即可將易分解、不穩定之物質分解或改變，製成腐熟堆肥，在堆積過程溫度可達60C以上具殺菌效果，因此一般腐熟堆肥即使大量使用亦不致爲害作物。惟堆肥製作需要場地、設備或能源，均增加施用成本。在研究有機物之應用方式時，這三種利用方式均應予以考慮，從中尋求最經濟可行之利用方式。

未來之試驗研究展望

綜合上述討論，試提出未來應加强研究之方向如下：

一、加强研究各種有機資材在臺灣之氣候與耕作制度下其分解與養分釋放速率。

二、研究建立快速評估各類有機資材之氮素肥料效率之方法。

三、研究建立臺灣地區所產生之大宗有機物之合理施用之技術，包括施用量、施用時期、如何與化學肥料配合施用等，以適合各類作物生長所需。

四、研究長期施用有機物對作物產量與品質及土壤物理、化學及生物性之影響，特別注意評估其養分收支與平衡、重金屬累積及對地下水污染之可能性。

五、發展有機物在土壤中之分解與積聚、及其養分動態之模式，俾評估有機物之合理施用量，並用以預測長期施用有機物對作物生產與環境之影響之影響。

六、加强開發利用各類農業有機廢棄物以研製育苗介質或花卉栽培介質。

七、加强開發應用微生物於堆肥製作，以加速堆肥發酵過程，提升堆肥及育苗介質之品質。

八、加速研發經濟合用之有機質肥料施肥機械，以利有機肥之利用推廣。

參考文獻

1. 臺灣省農業試驗所. 1982 臺灣省農業試驗所年報民國七十年版. P.73

2. 張淑賢、黃維廷、連深、吳婉麗. 1992 土壤及葉片分析營養診斷應用於柑橘園肥培管理之研究. 八十年度土壤肥料試驗報告 P. ，省農林廳編印.

3. 農林廳. 1994 臺灣農業年報民國八十三年版.

4. 王西華. 1989 農業廢棄物在有機農業之利用. 有機農業研討會專集 P.217-227. 1988年10月27-

29日在臺中區農業改良場舉開，謝順景、謝慶芳主編，臺中場印行.

5. 嚴式清. 1989 畜牧廢棄物在有機農業之利用. 有機農業研討會專集 P.229-242. 1988年10月27-29日在臺中區農業改良場舉開，謝順景、謝慶芳主編，臺中場印行.
6. Koshino, M. 1988 Recent advances in the application of livestock manure to farm land in Japan. Food and Fertilizer Technology Center for the Asian and Pacific Region, Extension Bulletin No. 282, 17pp.
7. 曾潤錦、謝煜光. 1982 蔬菜園有機肥料與化學肥料配合試驗・七十年度土壤肥料試驗報告 P. 120-124，省農林廳編印.
8. 蘇俊茂. 1982 稻田施用新鮮豬糞試驗. 七十一年度土壤肥料試驗報告 P.41-49，省農林廳編印.
9. 胡南輝. 1987 重黏土施用穀殼對旱作與後作水稻效果及肥力變化觀察試驗. 七十四年度土壤肥料試驗報告 P.47-59，省農林廳編印.
10. 王鐘和、連深、洪崑煌. 1994 輪作田夏作田菁及其耕耘方式對秋作之玉米生育及子實生產之影響. 八十二年度土壤肥料試驗報告 P.1-32，省農林廳編印.
11. 陳世雄、蘇慕容、黃俊欽、宋勳. 1993 土壤及氮素營養對稻米品質之影響. 八十一年度土壤肥料試驗報告 P.1-37，省農林廳編印.
12. 施宗禮、謝元德. 1994 有機肥料施用對稻米品質及產量之影響. 八十二年度土壤肥料試驗報告 P.72-80，省農林廳編印.
13. 黃賢喜、戴順發. 1995 有機農業可行性之研究. 八十三年度土壤肥料試驗報告（編印中），省農林廳編印.
14. 鄭雙福. 1990 有機肥料、爐渣及氮肥對蔬菜產量及硝酸態氮累積之影響. 七十八年度土壤肥料試驗報告 P.181-188，省農林廳編印.
15. 謝炯明、王錦堂、黃山內. 1981 掩施埃及三葉草稻田之氮肥調節. 七十年度土壤肥料試驗報告 P.120-124，省農林廳編印.
16. 黃祥慶、蔡宜峰. 1991 不同豬糞用量及施用時期對蔬菜效果之研究. 七十九年度土壤肥料試驗報告 P.128-135，省農林廳編印.
17. 羅瑞生、蘇楠榮. 1992 酸性土壤於水稻－水稻－大豆輪作下長期施用石灰與作物殘體對土壤肥力與作物產量之影響. 酸性土壤之特性及其改良研討會專集 p.10-1～10-32，1992年5月7-8日於花蓮區農業改良場舉開，中華土壤肥料學會印行.
18. 林家棻、李子純、張愛華. 1973 長期連用同樣肥料對於土壤化學質與稻穀收量之影響. 農業研究 22(4):241-262.
19. 蔡永皞. 1993 施用雞糞堆肥對轉作田土壤及作物氮素動態之影響. 八十一年度土壤肥料試驗報告 P.183-193，省農林廳編印.
20. 王銀波、趙震慶. 1995 有機與化學農法下土壤環境及養分收支之比較. 八十三年度土壤肥料試驗報告（編印中），省農林廳編印.
21. 連深、李豔琪. 1994 有機質肥料之重金屬含量及「肥料規格之有關規範」. 「土壤與肥料污染研討會論文集」：p. 158-173. 1994年四月於省農業藥物毒物試驗所舉開，中華土壤肥料學會編印。

Research and Develoment into the Appropriate Use of Organic Materials for Crop Productionits Current Staus and Future Perspective

Su-San Chang

Summary

Soil organic matter can improve soil physical, chemical and biological properties and thus is beneical to crop production. It also contains the essential elements for crops which can be released after microbial decomposition. Therefore soil organic matter content is usually recognized as an indicater of soil fertility status (especially for soil nitrogen fertility). And in order to increase soil productivity, soil organic matter content should be increased or maitained at a certain level by applying organic materials.

About 44.8% of the farm land in Taiwan has a soil organic matter content below 2.0%. Many experiments done in Taiwan showed that an approiate use of organic materials, such as crop residues, animal wastes, and composts, in combination with some proper amounts of chemical fertilizers can improve crop yield and quality. However inappropriate use of organic material can also caused a decline in crop yield and quality and cast doubts on ground water pollution. In addition, the application of organic fertilizers is quite costly. Therefore organic materials should only be recommended for farmers to use if it is economically feasible and environmentally sound.

On the other hand, there are about 20 million tons of animal wastes and crop residues produced in 1994. Among them, about 2.4 million tons dry matter of animal wastes were produced, which contains considerable amount of nutrients. These animal wastes have to be composted or treated properly and the niutrients contained in them be recyled for crop production. To promote the use of these animal wastes by farmers, their sale prices should be kept as low as 2,000 NT dollars per ton and some handy application machine should be developed. In this paper, some research results in reation to the appropriate use of organic materials were reviewed and the perspective of future research activities was also discussed.

Key words : Organic materials, Application techniques, Soil organic matter, Soil fertility

堆肥製造成本與利用效益之經濟研究

鄭 詩 華*

摘要：本文旨在以實地調查資料爲基礎，除分析不同型式及不同原料堆肥製造之成本及其降低生產成本之可能途徑外，亦分析不同作物農業堆肥利用之成本變動情形及效益、農家堆肥利用之買入與可忍受價格及以地區農牧複合經營促進堆肥製造與利用之問題與對策，可提供作爲促進堆肥製造與利用之參考。

一、前 言

農業是國家的基本產業，有必要維持且持續發展，而農業是具有生產、生活、生態等三種功能爲三生一體的產業，因此在追求農業發展的同時，也必須重視生活及生態環境的維持。但是以台灣處於多雨高溫及多溼的環境下，土壤中的有機質分解比較快，再加上近代農業科技的發展與進步，以化學肥料應用於農業的增產，殺蟲劑、殺草劑的使用以防治病蟲害及除草，雖然達到減少勞力與增產的目的，但是卻對農業留下嚴重的後患，造成土壤與水質的嚴重污染、農產品品質的劣變、生態環境的退化及破壞等現象。另一方面，畜產經營是目前台灣重要的農業經營型態之一，其對國民營養需求及提昇生活品質均有絕對的重要性及貢獻，但是畜產經營的廢棄物如畜禽排泄物的牛糞、豬糞、雞糞，往往對生活及生態環境造成污染及破壞，因此如果能將其有效地加以處理，一方面將其製造有機質肥料，以維持土壤的養分；另一方面也可以避免農家任意丟棄及排放，造成污染，使得社會成本過大，而迫使畜產經營無法持續發展，而在農產廢棄資源方面，包括農作副產物如稻桿、蔬菜葉、菇類太空包...等亦必須加以處理利用，因此如能將畜產廢棄物或農作物中間生產物製成堆肥，並配合合理的土地利用，不但能夠解決畜產廢棄物的問題，也能增加畜產經營及作物栽培經營的所得，更能維持地力，確保農業的永續發展，可謂一舉數得。惟堆肥的製造與利用，涉及技術、經營與經濟等層面，本文旨在從事堆肥製造成本與利用效益的經濟分析，以作爲推動堆肥製造與利用之參考。

本文在堆肥製造成本及利用效益之分析之內容主要包括：

1.堆肥製造之成本

①個別式與集中式製造堆肥投資之固定成本、變動成本及收益之估算及其經濟分析。

②個別式與集中式製造堆肥成本降低可行途徑之分析。

2.農家使用堆肥之效益

①不同作物類別及使用型態農家使用堆肥之效益。

②不同作物類別及使用型態農家使用堆肥成本之估算(含購入成本、使用成本(包括機械、勞動力、設備))。

* 國立中興大學農業經濟研究所副教授

③不同作物類別及使用型態農家堆肥使用之益本分析及降低成本可行途徑之分析。

④不同作物類別及使用型態農家堆肥使用堆肥價格變動影響之分析。

⑤地區農牧複合經營推動之理念與作法。

本文分析之資料為作者實地調查時所得資料，其中有關堆肥製造方面，乃根據行政院農業委員會推薦有合格登記之生產堆肥廠商為主，全省共有33個樣本(有效樣本28戶)，調查範圍幾乎涵蓋全省，以台南、台中、桃園樣本點較多，約佔55%。而農家利用堆肥方面，則是根據各堆肥製造廠商推薦使用農戶名單中加以選樣，農戶主要作物包括水稻、果樹、蔬菜、花卉、茶樹等類作物，全省共調查農家81戶。

表1 堆肥製造廠商調查樣本之概況

Table 1. Data obtained form survey of compost producters.

項目		實數	百分比
廠商型態	獨資	8	28.57
	合夥	5	17.86
	股份有限公司	11	39.29
	輔導	4	14.29
主原料	牛糞	4	14.29
	豬糞	11	39.29
	雞糞	7	25
	其他	6	21.43
投資金額	100萬元以下	1	0.36
	100~ 200	4	14.29
	300~ 400	3	10.71
	600~ 700	5	17.86
	800~1000	6	21.43
	1000~2000	4	14.29
	2000~3000	2	0.71
	5000 以上	2	0.71
建廠情形	已完成	25	89.29
	部份完成	3	10.71
製造堆肥種類	1	22	78.57
	2	3	10.71
	3	2	0.71
	4	1	0.36

資料來源：本研究調查

二、堆肥製造與利用之現況與問題

㈠堆肥製造之現況與問題

依行政院農業委員會推薦具有合格登記證的生產堆肥廠商共有33 個樣本，其中扣除目前未製造堆肥的廠商有4個樣本；時間限制上聯絡不易的4個樣本，加上調查3個頗具規模的個別式堆肥製造商，因此本研究的分析對象為28個樣本，樣本之概況如表1所示：

堆肥製造商未來投資的計畫主要有：

1.將堆肥的型態由粉狀壓縮成粒狀，以符合要求。

2.投資設置自動翻堆機以減少勞力的使用。

堆肥製造之問題主要有：

1.經費預算問題

因投資設置堆肥製造設備，金額巨大，希望政府能給予低利貸款。

2.技術性問題

堆肥製造的過程中，技術性的指導是需要的。

3.原料的來源地不能掌握。

4.機械設備的投資配置有些未能符合實際狀況，而一再修改，浪費時間、金錢。

三、堆肥製造之成本、收益及投資效率分析

本研究依投資規模及原料不同而加以區分，以分析堆肥製造廠商之成本、收益及投資效率，並且將堆肥製造商分成集中式製造及個別式製造二大類。

㈠不同投資規模之成本、收益及投資效率之分析

1. 集中式製造廠商

由表2 知道集中式製造廠商的總成本是由固定成本和變動成本之總和而加總的；而其收益項目依本研究調查所得之83年度收益項目係上半年度，無法得知下半年度，因此以82年度全年度之收益項目為準。其中投資規模介於50～500萬元及1000～2000萬元及2000～3000萬元之間的廠商,其本益本分別為0.68、0.68及0.66，顯示其在目前的投資下雖虧損，不過其比例已相當高，而投資規模介於5000萬元以上的廠商，其本益比0.42為較中等，而介於3000～5000元萬的廠商，其本益比為0.12，投資規模介於5000～10000萬元的廠商，其本益比為0.1，表示以目前的情況下，虧損甚多。

2.個別式製造廠商

由表2 可知投資規模介於1000～2000萬元之間的廠商，其本益比為0.38，其並未超過1/2，而投資規模介於4000萬元以上的廠商，其本益比為0.08，顯示其為投資生產有機肥料不久的廠商。

㈡不同原料投資規模之投資效率分析

1.集中式製造廠商

由表2 知道以豬糞為主原料的製造商其本益比為0.596最高，其已超過50%的比例，而以主原料雞糞、牛糞的廠商，其本益比為0.48、0.48，其比例亦接近50%，而以樹皮(雜項)為主原料的廠商，其本益比為0.73為最高，表示以目前投資設置有機肥以樹皮(雜項)為最有利。

2.個別式製造廠商

由表2 知道以牛糞爲主原料的廠商，本益比0.51超過50%，而以豬糞爲主原料的廠商，本益比0.04，顯示其剛投資生產。

表2 堆肥製造之成本、收益及本益比

類別 \ 成本、收益			固定成本(年)	變動成本(年)	總成本(年)	收益(年)	益本比(收益/成本)
集中式	規模別	50- 500	140.787	733.7869	874.53	596.333	0.68
集中式	規模別	500-1000	375.3176	975.59	1350.91	137.246	0.1
集中式	規模別	1000-2000	650.0066	1579.78	2229.79	1522.2	0.68
集中式	規模別	2000-3000	1268.1208	1617.73	2885.85	1910.1872	0.66
集中式	規模別	3000-5000	3398	274.2	3672.20	448	0.12
集中式	規模別	5000以上	4285.4963	2675.66	6961.15	2894.9859	0.42
集中式	原料別	雞糞	472.11	830.512	1302.62	625.54	0.48
集中式	原料別	牛糞	814.51	1050.97	1865.48	900	0.48
集中式	原料別	豬糞	1482.66	2616.84	4099.5	1614	0.39
集中式	原料別	樹皮(雜項)	1113.55	1523.83	2637.38	1917.63	0.73
個別式	規模別	1000-2000	625.8375	497.59	1123.43	423.2884	0.38
個別式	規模別	4000以上	2435.425	1145.3	3580.73	280	0.08
個別式	原料別	牛糞	625.84	514.588	1140.43	576.5768	0.51
個別式	原料別	豬糞	2435.43	881.24	3316.67	140	0.04

註：1.投資規模的區分以設置的建物設施及機械設備的總合區分。
2.年固定成本的計算方式是以直線折舊法計算折舊估值爲之。
3.年變動成本來源由調查資料取得。
4.年收益以82年爲準。
5.益本比：年收益/年成本。

資料來源：本研究調查

表 3　堆肥製造之成本

Table 3. Compost production costs

分類、項目 \ 投資規模、廠商數、金額		50～500 6	百分比	500～1000 4	百分比	1000～2000 5	百分比	2000～3000 7	百分比	3000～5000 1	百分比	5000以上 2	百分比
集中式	建物設施	54.8333	39%	319.6	85%	449.3733	69%	966.1455	76%	2080	61%	492.32	35%
	機械設備	85.9138	61%	55.7176	15%	200.6332	31%	301.9752	24%	1318	39%	793.17	65%
	合　　計	140.75	100%	375.32	100%	650.01	100%	1268.12	100%	3398	100%	285.49	100%

分類、項目 \ 投資規模、廠商數、金額		1000～2000 2	百分比	4000以上 1	百分比
個別式	建物設施	472.7262	76%	1405.68	58%
	機械設備	153.1111	24%	1029.745	42%
	合　　計	625.84	100%	2435.43	100%

資料來源：本研究調查

四、堆肥製造降低成本之可行性分析

由堆肥製造與利用的情形，可以得知其製造與利用的成本過於偏高，因此必須有效地尋找降低成本的可行性，以有利於製造堆肥的廠商及利用堆肥的農家，茲說明如下：

Ⅰ.堆肥製造降低成本之可行性分析

㈠堆肥製造之成本

就一般而言，經營的規模和平均成本、收益有著密切的關係，在投資製造的過程中，因爲固定的建物設施及機械設備不能夠充份的利用，勞動力無法充份的發揮其應有的功能，產品在運輸上浪費太多的時間，都會造成每單位的成本提高；相同的道理，投資規模的過大、設備設施的維護能力不佳、管理能力上知識的欠缺或其他因素皆會造成成本上的過度浪費，使得成本上升，茲說明不同投資規模及不同原料廠商其降低成本可行性如下：

1.不同投資規模之廠商

①不同投資規模廠商之平均固定成本

由表3 得知，就堆肥集中式製造的情況而言，投資規模介於50～500萬元的廠商，其機械設備所佔的百分比61%大於建物設施的39%，可見在投資設置的過程中，其花費在機械設備上的金額相當的龐大；而其他投資規模，500～1000萬的廠商其建物設施85%明顯大於機械設備的15%，可見其可能將大部份的投資額花費於建物設施上的設置及其維護，相同的情形，發生在投資規模1000～2000萬元者，其建物設施69%，機械設備31%；投資規模2000～3000萬元者，其建物設施76%，其機械設備24%；投資規模3000～5000萬元者，其建物設施61%，機械設備39%；由這裡更加明顯的看出堆肥集中式製造廠商在建物設施上的投入過於龐大。但是投資規模5000萬元以上的廠商，其在機械設備卻佔65%，建物設施35%是和以上廠商不同而是偏重在機械的投資。

由表3 得知個別式製造廠商投資規模介於1000～2000萬的廠商，其投資建物設施佔76%，機械設備只佔24%，而投資規模4000萬元以上的廠商，其建物設施佔58%，機械設備42%，顯示投資規模介於1000～2000萬元的廠商，其依然偏重在建物設備上，但投資規模4000萬元以上的廠商，其建物設施和機械設備的投資已相當接近。

②不同投資規模之平均變動成本

由表4 得知集中式製造商投資規模介於50～500萬元的廠商，其原料費及運費二者佔31%，而燃料費15%，管理費12%，可見其變動成本費用上，此二者過於偏高；而投資規模介於500～1000萬元的廠商，其原料費佔45%，其次爲管理費18%，可見二者已超過50%，過於偏高；而投資規模介於1000～2000萬元的廠商，原料費佔46%，管理費佔10% ，二者總和亦超過50%，可見過於偏高；投資規模介於2000～3000萬元的廠商，其原料費佔28%，管理費19%，經銷費17%，顯示除原料費外，其亦注重人事及經銷；投資規模介於3000～5000萬元的廠商，因原料費不易計算，因此其大部分以管理費的58%爲最多；而投資規模介於5000萬元以上的廠商，其原料費佔30%，管理費佔19%，其亦偏重此二者。而個別製造商，投資規模介於1000～2000萬元的廠商，其原料費佔44%，管理費佔31%，其二者共佔75%，超過50%；而投資規模介於4000萬元以上的廠商，其原料費佔57%超過50%，其餘皆在10%以下。

2.不同原料之廠商

①不同原料廠商之平均固定成本

表4 不同規模堆肥製造之成本結構

Table 4. Cost structure for different scopes of compost production.

投資規模、廠商數、金額 / 項目	集中式												個別式			
	50~500 6	百分比	500~1000 4	百分比	1000~2000 5	百分比	2000~3000 7	百分比	3000~5000 1	百分比	5000以上	百分比	1000~2000 2	百分比	4000以上 1	百分比
原料費	225.5	31%	442.19	45%	720.45	46%	475.41	28%	—	—	789.75	30%	221.35	30%	660	57%
包裝費	26.34	4%	23.79	2%	71.03	4%	79.93	5%	11	4%	249.01	9%	14.17	9%	101.25	9%
燃料費	112.61	15%	128.16	13%	116.94	7%	126.88	8%	—	—	408	15%	28.13	15%	5.08	1%
修繕費	9.01	1%	20.16	2%	44	3%	36.06	2%	—	—	110	4%	9.13	4%	5.08	1%
材料費	5.62	1%	7.6	1%	49	3%	91.92	6%	—	—	80	3%	—	3%	84	7%
水電費	8.98	1%	121.68	12%	140.72	9%	122.84	8%	67.2	25%	136.5	5%	3	5%	36	3%
管理費	90.53	12%	167.01	18%	166.44	10%	309.27	19%	160	58%	517.4	19%	154.65	19%	55.2	5%
經銷費	6.36	1%	36	4%	109.78	7%	273.09	17%	—	—	148	6%	46.75	6%	30	3%
運　費	224.78	31%	29	3%	89.25	6%	92.33	6%	36	13%	148	6%	19.85	6%	30	3%
宣傳費	24	3%	—	—	72.17	5%	10	1%	—	—	80	3%	—	3%	138.7	11%
合　計	733.79	100%	975.59	100%	1617.73	100%	1617.73	100%	274.2	100%	2675.66	100%	497.59	100%	1145.3	100%

資料來源：本研究調查

表5 堆肥集中式製造之平均固定成本及變動成本

Table 5. Average fised costs and variable costs of collectivetype compost production 單位：萬元

原料別 廠商數 分類項目金額			雞糞 7	百分比	牛糞 2	百分比	豬糞 10	百分比	樹皮(雜項) 6	百分比	平均
集中式	固定成本	建物設施	378.76	80	577.83	70	772.91	52	690.97	62	66
		機械設備	93.35	20	236.68	30	709.75	48	422.58	38	34
		合計	472.11	100	814.51	100	1482.66	100	1113.55	100	—
	變動成本	原料費	320.06	38	634.8	60	235.45	18	822.12	54	42.3
		包裝費	75.43	9	10.17	1	102.27	8	53.17	3	4.3
		燃料費	4.79	1	134.8	13	57.86	5	34.76	2	5.3
		修繕費	13.55	2	12	1	42.86	4	39.92	3	2.5
		材料費	5.77	1	—	—	73.7	6	51.33	3	3.2
		水電費	19.59	2	9	1	8.23	1	34.4	2	1.5
		管理費	120.24	14	184.2	18	248.07	20	273.67	18	17.5
		經銷費	9	1	36	3	206.04	17	102.14	8	7.3
		運　費	262.1	32	30	3	154.7	13	77.2	5	13.3
		宣傳費	—	—	—	—	95	8	35.13	2	5
		合計	830.51	100	1060.97	100	1224.54	100	1523.83	100	—

原料別 廠商數 分類項目金額			牛糞 2	百分比	豬糞 1	百分比	平均
個別式	固定成本	建物設施	427.7262	75	1405.68	57	66
		機械設備	153.111	25	1029.745	43	34
		合　計	625.84	100	2435.43	100	—
	變動成本	原料費	221.34	43	396	45	44
		包裝費	14.17	3	101.2	11	7
		燃料費	44.42	9	5.07	1	5
		修繕費	18.26	4	5.07	1	2.5
		材料費	—	—	84	10	10
		水電費	6	1	36	4	2.5
		管理費	154.65	30	55.2	6	18
		經銷費	46.75	8	30	3	5.5
		運　費	9	2	30	3	2.5
		宣傳費	—	—	138.7	16	16
		合計	514.59	100	881.24	100	—

資料來源：本研究調查

由表5 得知以雞糞爲主原料的堆肥製造商，其在建物設施的投資佔80%，而機械設備佔20%；而以牛糞爲主原料的堆肥製造商，其在建物設施的投資在70%，而在機械設備的投資佔30%；而以豬糞爲主原料的堆肥製造商，其在建物設施的投資佔52%，而在機械設備的投資佔48%，可見以雞糞、牛糞、豬糞爲主原料的堆肥製造商，其需要建物設施的投資大於機械設備，相同地以樹皮(雜項)爲主原料的堆肥製造商其建物設施佔62%，機械設備佔38%，可見其在建物設施的投資上和前三者相同。

②不同原料廠商之平均變動成本

由表5 得知，集中式製造商中以雞糞爲主原料的廠商，其平均變動成本中，以原料費38%佔的比例最多，其次爲運費的32%，而管理費佔14%；而以牛糞爲主原料的廠商，其原料費佔60%，超過1/2，其次爲管理費的18%，而以豬糞爲主原料的廠商，其管理費佔20%，其次爲原料費18%，較爲平均而以樹皮(雜費)爲主原料的廠商，其原料費佔54%，也超過1/2，其次爲管理費。

由表5 得知，個別式製造商以牛糞爲主原料的堆肥製造商，其在建物設施上佔75%，機械設備上佔25%，相差甚多，而以豬糞爲主原料的廠商，建物設施佔57%，機械設備佔43%，二者已相當接近。

(二)堆肥製造之降低成本可行性分析

由於堆肥製造商其成本項，涉及固定成本及變動成本，以下就不同投資規模及不同原料加以說明降低成本可行性。

1.不同投資規模之廠商

集中式製造：

①投資規模介於50～500萬元的廠商

其機械設備的投資超過建物設施的投資甚多，而在變動成本方面，其原料費和運費二者共佔62%，由此固定成本和變動成本二方面加以分析得知其因投資規模較小，因此在購買機械設備方面較注重，導因爲原料購入太多，其降低成本的建議方法如下：

a.設法添購舊型機器，以代替新型機器。

b.尋找較便宜的原料來源地，並設法尋找較近的來源地，以減少運費。

②投資規模介於500～1000萬元的廠商

其建物設施投資超過機械設備甚多，佔有85%，超過了投資額的1/2，而且在變動成本方面，原料費和管理費總共就佔了63%，可見購買原料相當多，成本偏高，而且人力過多，其降低成本的建議如下：

a.妥善利用硬體設施，勿再設置新的硬體設施。

b.尋找較近的原料來源地，以減少購買原料所花費的成本。

c.精簡人員編制，以達到人力最適配置。

③投資規模介於1000～2000萬元的廠商

其建物設施投資和機械設備投資各佔固定成本69%及31%，二者差異亦大，顯示其自剛開始投資時，沒有規劃過如何配置，在變動成本方面，原料費所佔的比率仍然爲最多，46%，顯示和一般的廠商一樣，此項佔的費用較多，另外其花費在管理費的比率也稍多，有10%，其餘費用較平均，其降低成本的建議如下：

a.設法將原料費的成本降低，以目前的現況，似乎原料進來太多。

b.妥善規劃人事的安排。

④投資規模介於2000～3000萬元的廠商

其建物設施的投資佔76%，超過固定成本的1/2，顯示自期初投資時，注重建物上的配置，而後機械設備添購佔24%，過於偏低，在變動成本方面，在原料費方面，其佔28%；另外在管理費方面19%，經銷費17%，二者總和36%，其降低成本的建議如下：

a.經銷網路的安排、規劃。

b.人員的妥善安排，勿造成人員的人力浪費。

⑤投資規模介於3000～5000萬元的廠商

其建物設施佔61%其比率超過固定成本50%，但機械設備投資只有39%，可見其在規劃上，較注重建物設施的投資，而變動成本方面，管理費佔58%，顯示出人員配置太多，其降低成本的建議如下：

a.人員配置上符合機械設備的利用。

⑥投資規模介於5000萬元以上的廠商

其建物設施上的投資只佔35%，遠比機械設備的投資甚少，可見其不是一個完善的規劃，而且變動成本上，原料費佔57%，超過50%以上，其餘較平均，其降低成本的建議如下：

a.有效地利用機械設備，避免機械設備閒置。

b.原料來源地的確定及較便宜的來源。

個別式製造：

①投資規模介於1000～2000萬元的廠商

其建物設施佔76%亦超過總固定成本的50%，而機械設備的投資只佔24%，而變動成本方面，原料費佔44%，管理費佔31%，二者共佔75%，可見在原料費及人事費用上花費甚多，其降低成本的建議如下：

a.規劃機械設備的投入，減少硬體設施的再投入。

b.原料來源成本的降低，人員的妥善安排，以減低成本的浪費。

②投資規模介於4000萬元以上的廠商

其機械設備的投資佔42%，建物設施佔58%，在變動成本方面其原料費佔57%，超過變動成本50%，其餘較平均，建物設施和機械設備已相當接近，但在原料費上又佔總變動成本甚多比例，可見其可能屬於大量製造的廠商，其降低成本的建議如下：

a.有效地規劃機械設備的利用，勿造成過多的建物設施的閒置，造成閒置，造成成本上的浪費。

b.原料妥善的控制，勿造成過多的堆積，造成浪費。

2.不同原料之廠商

集中式製造：

①以雞糞爲主原料之廠商

其建物設施的投資佔80%，而機械設備的投資佔20%，可見其在處理原料雞糞時所需的硬體設施甚多，而在變動成本方面，原料費佔38%，而運費竟高達32%，可見運送原料時，因爲原料購入甚多造成相對地運輸費增多，其降低成本的建議如下：

a.投入機械設備的計劃，有效地控制硬體設施的再投資。

b.尋找較近的雞糞來源地，以縮短運送的距離，減少運輸的成本。

②以牛糞爲主原料之廠商

其投資於硬體設施的比率佔70%，而投資於機械設備佔30%，其處理牛糞的過程，硬體設施的部份，仍然屬於投資較多的部分，而在變動成本方面，以原料費佔60%最多，其超過總變動成本的50%，其次管理費的18%，其降低成本的建議如下：

a.妥善安排原料的處理過程，加强機械設備的投資。

b.人事費用上的控制，減少閒置的現象發生。

③以豬糞爲主原料之廠商

其投資於硬體設施的部份佔52%，而在機械設備的投資上稍較多48%，可見豬糞在處理過程上，其所需花費的建物設施較多而在變動成本方面，管理費和經銷費各佔20%及17%，顯示出在人力和銷售方面，投入的部份相當多，其降低成本的建議如下：

a.有效地利用現有的硬體設施。

b.人力和銷售網路的建立，以減少不必要的浪費。

④以樹皮(雜項)爲主原料之廠商

其投資於建物設施佔62%，而投資於機械設備佔38%，可見其在處理上和利用機械設備上相當接近；而在變動成本方面，原料費佔54%，仍然爲最多，管理費佔18%其次，可見仍然需注意原料費的購入來源及人力的配置。其降低成本的建議如下：

a.機械設備上的充分利用。

b.原料來源地的控制以減少不必要的成本支出。

個別式製造：

①以牛糞爲主原料之廠商

其建物設施高達75%，機械設備只佔25%，而其變動成本方面原料費佔43%，管理費佔30%，顯示原料購入所佔的成本仍然爲最多，而人事費用上所佔的比率偏高，其降低成本的建議如下：

a.原料來源地有效的掌握。

b.人力計畫的妥善配置，以避免人力的浪費。

c.妥善利用建物設施，機械設備的有效投資利用。

②以豬糞爲主原料之廠商

其建物設施佔57%，而其機械設備佔43%，可見二者亦相當接近，而在變動成本方面，以原料費的45%爲最多，其以爲宣傳費16%，可見豬糞的來源很重要，而且其注重產品的宣傳其降低成本的建議如下：

a.原料來源地的確認。

b.正確的宣傳管道，以減少不必要的支出。

五、農家堆肥利用之成本

農家利用堆肥以後，可能會增加某些方面之成本，也有可能減少某些方面之成本，不同作物其使用堆肥之成本變動不一，依本研究之調查農家之資料顯示，多數農家除勞力費及肥料費用增加外，其餘中耕除草、病蟲害防治、除草劑費、農藥費等費用均有減少現象，而其合計亦多爲減

少趨勢。不同作物各項成本之變動情形如表6所示。

六、農家堆肥利用之效益

農家堆肥利用之效益主要有品質提昇、產量增加、病蟲害抵抗力提高、土地生產力提高等效益，不同作物農家堆肥利用之效益不同，本研究調查農家不同作物別堆肥利用之效益如表7所示。

七、農家堆肥利用之價格

農家堆肥利用最關心的是價格問題，因爲價格高直接影響堆肥使用之成本，如果堆肥利用之效益不能超過堆肥利用變動之成本及所支付的堆肥購入成本，則農家除非考慮堆肥使用之間接效益(多爲長期效益，例如：堆肥使用後對土壤結構之改良效果)，否則將不會使用堆肥。依據本研究調查資料顯示，多數農家所能忍受之堆肥價格均較現行購入價格爲低，因此除了堆肥製造廠商應努力於降低生產成本外，政府爲推動堆肥之利用，可以考慮給予堆肥製造廠商建物、設備投資之補助，或對農家使用堆肥給予補貼，以減少農家使用堆肥可能接受價格與目前購入價格間之差距。本研究調查樣本不同作物別農家堆肥利用之買入價格及可忍受價格如表8所示。

八、以地區農牧複合經營促進堆肥製造與利用的問題與對策

有機農業的發展有賴良質堆肥的製造、合理價格堆肥的提供及有計畫、合理的堆肥施用等技術、經濟及經營方面有關問題的解決，因此爲促進堆肥的製造與利用，本文提出以下數點建議，以供參考。

1.堆肥製造、利用體系的建立

農業經營中間生產物(如稻桿)及廢棄物(如畜產經營之糞尿廢棄物)的處理方式有三，一爲作爲其他部門之中間生產物投入使用(如稻桿作爲畜產經營之飼料用)；二爲改變其型態轉換成具有市場價值之產物在市場流通(例如製成堆肥販賣流通)；三爲在地區內透過耕種部門及畜產部門的組織利用還原至經營耕地上。但因堆肥製造處理的過程涉及原料的收集及產品的運輸，量大、體積大使得運輸不便造成成本高，且有環境污染及惡臭的困擾，因此以地區爲範圍，建立堆肥製造及利用達成地區內流通及利用之循環體系最爲可行。而堆肥製造、利用體系的建立，可以鄉鎮爲單位，設立堆肥製造中心，由地區之農會或營農集團(如生產合作社、共同經營班)營運管理。設立地區堆肥製造中心時，首先應注意用地的選定，儘量減少對周圍地區造成環境污染，並需獲得周圍地區住民之同意。爲促進堆肥製造、利用體系的確立，除在堆肥製造的技術(如：提高發酵效率、環境對策、降低堆肥製造之變動成本等技術)外，有關未利用資源(稻桿、家畜廢棄物以外之未利用資源)之醱酵堆肥化試驗研究的加强，低水分有機堆肥製造原料(如稻桿)之確保及堆肥製造原料與製成堆肥供需平衡的調整(依地區之農業經營情形，合理規劃地區堆肥供應體系，並提供充分資訊)等均有必要，而推行地區農牧複合經營是同時解決畜產廢棄物污染及增强作物生產農地地力維持的農業經營型態，透過這樣的地區農業經營型態，一方面可以建立大規模畜產經營地區，糞尿處理合理化及效率化，以及透過畜產廢產物製成堆肥之運銷、推廣體制，也可以以共同機械・設施利用的方式，生產附加價值高的良質堆肥，以提高耕種農家之土地生

表6 農家堆肥利用之成本

Table 6. Costs of farmers' utilization of compost 單位：%；元/分

項目 影響% 成本 作物 戶數	勞力施肥			中耕除草			病蟲害防治			肥料費			除草劑費			農藥費			合計
	增加	減少	無影響	增加	減少	無影響	增加	減少	無影響	增加	減少	無影響	增加	減少	無影響	增加	減少	無影響	
梨	79	0	21	0	86	14	0	71	29	93	0	7	0	71	29	0	86	14	
14戶		+1180			- 157.35			-1788			+2998			-1216			- 769		247.65
柑橘	65	0	35	0	71	39	0	71	39	88	0	12	0	47	53	0	76	24	
17戶		+2235			- 402.1			-332.6			+2966			- 388			- 739		3339.3
番石榴	100	0	0	0	67	33	0	67	33	100	0	0	0	67	33	0	67	33	
3戶		+ 505			- 407			-407			+4052			- 630			-1095		2018
茶樹	70	0	30	0	50	50	0	50	50	100	0	0	0	40	60	0	40	60	
10戶		+ 138			- 237			-237			+ 339			- 180			-546.8		-723.8
高麗菜	0	0	0	0	100	0	0	100	0	100	0	0	0	100	0	0	100	0	
1戶		0			- 600			-700			+5038			-1000			- 690		2048
白柚	50	0	50	0	75	25	0	75	25	100	0	0	0	75	25	0	100	0	
4戶		+1011.4			- 171.15			-171.15			+3778.7			-417.5			-547.2		3483.1
水稻			100			100	0	33	67	100	0	0	0	33	67	0	67	33	
3戶		0			0			-187.5			+ 600			-			-400		12.5
洋香瓜	100			0	88	12	0	88	12	100	0	0	0	88	12	0	88	12	
8戶		+ 599.7			- 77.65			-77.65			+1731			-283.05			-283.05		1609.3
花卉	30	0	70	0	50	50	0	70	30	80	0	20	0	40	60	0	80	20	
10戶		+ 578.55			-578.55			-578.55			+2588.4			-644.2			-809.04		556.61
小蕃茄	100	0	0	0	67	33	0	50	50	100	0	0	0	50	50	0	50	50	
6戶		+ 731.2			-3333			-			+ 731.2			-			-		-1870.6
文旦	100	0	0	0	100	0	0	100	0	100	0	0	0	100	0	0	100	0	
3戶		+6000			-			-			0			-			-		6000
蔬菜	60	0	40	0	60	40	0	67	33	100	0	0	0	40	60	0	67	33	
5戶		+			-			-			0			-			1666.7		-1666.7
葡萄	100	0	0	0	100	0	0	100	0	100	0	0	0	100	0	0	100	0	
2戶		+1162.7			-1500			-			+ 900			-225			985.45		-647.75
楊桃	50	0	50	0	100	0	0	100	0	100	0	0	0	100	0	0	0	100	
2戶		+			-			-			+3163.6			-221.7			0		2941.9
水密桃	100	0	0	100	0	0	0	100	0	100	0	0	0	100	0			100	
1戶		+ 120			+1294			-4528			+1294			-4528			0		-6348
蘋果			100			100			100			100			100			100	
1戶		0			0			0			0			0			0		0
荔枝	100	0	0	0	100	0	0	100	0	100	0	0	0	100	0	0	100	0	
1戶		+ 120			- 120			-120			+			-180			-240		-540
高粱			100			100			100	100	0	0	0	0	100	0	0	100	
1戶		0			0			0			+80			0			0		80
檳榔樹			100			100			100	100					100	0	0	100	
1戶		0			0			0			+1950			0			0		1950
玉米			100			100			100	100	0	0			100	0	0	100	
1戶		0			0			0			+ 40			0			0		40
柿子	100	0	0	0	100	0	0	100	0	100	0	0	0	100	0	0	100	0	
1戶		+			-			-			+9300			-225			1400		7675

續表 6. (Continuation of Table 6)

竹 筍 1 戶	100 0 0 + 480	0 100 0 - 240	0 100 0 -240	100 0 0 +5200	0 100 0 -540	0 100 0 600	4060
桃 子 2 戶	50 0 50 + 970	0 50 0 -	0 100 0 -485	100 0 0 +2470	0 50 50 -225	0 100 0 -867.5	1862.5
棗 樹 2 戶	100 0 0 + 571	0 100 0 - 322	0 100 0 -322	100 0 0 +3900	0 100 0 -708.5	0 100 0 -709	2409.5
芒 果 2 戶	100 0 0 + 142.2	0 100 0 - 71.1	0 100 0 -71.1	100 0 0 +1079.9	0 100 0 -339.3	0 100 0 -429.3	311.3
哈密瓜 3 戶	33 0 67 +	0 33 67 - 250	100 0	67 0 33 +1400	0 33 67 -	0 33 67 -	1150
西 瓜 3 戶	33 0 67 +	0 33 67 -	0 67 33 -	67 0 33 +	0 67 33 -	0 67 33 -	0
苦 瓜 2 戶	100 0 0 + 666.7	0 100 0 - 333.3	0 50 50 -	100 0 0 +2156.5	0 50 50 -218	0 50 50 4854	-2582.1
美濃瓜 1 戶	100 0 0 +	0 100 0 -	0 100 0 -	100 0 0 +	0 100 0 -	0 100 0 -	0
網狀瓜 1 戶	100 0 0 +	0 100 0 -	0 100 0 -	100 0 0 +	0 100 0 -	0 100 0 -	0
毛 豆 1 戶	100 0 0 + 583	0 100 0 -	0 100 0 -	100 0 0 +	0 100 0 -	0 100 0 -	583
柳 丁 1 戶	100 0 0 +	0 100 0 -	0 100 0 -	100 0 0 +	0 100 0 -	0 100 0 -	0
龍 眼 1 戶	100 0 0 +	0 100 0 -	0 100 0 -	100 0 0 +	0 100 0 -	0 100 0 -	0
蒜 頭 1 戶	100 0 0 + 435	0 0 100 0	0 0 100 0	100 0 0 +326	0 0 100 0	0 0 100 0	761
馬鈴薯 1 戶	100 0 0 + 388	0 0 100 0	0 0 100 0	100 0 0 +340	0 100 0 0	0 0 100 0	728
枇 杷 1 戶	100 0 0 + 873	0 100 0 -	0 100 0 -	100 0 0 +	0 100 0 -	0 100 0 -	873
鳳 梨 1 戶	100 0 0 +	0 0 100 0	0 0 100 0	100 0 0 +	0 0 100 0	0 100 0 -	0
生 薑 1 戶	100 0 0 +	0 0 100 0	0 0 100 0	100 0 0 +	0 0 100 0	0 0 100 0	0
榕 樹 2 戶	100 0 0 + 89.9	0 100 0 - 155	0 100 0 -155	100 0 0 +800	0 100 0 -540	0 100 0 -720	-680.1
樟 樹 1 戶	100 0 0 + 353	0 100 0 - 353	0 100 0 -353	100 0 0 +	0 100 0 -540	0 100 0 -720	-1613

資料來源：本研究調查

表7 農家堆肥利用之效益

Table 7. Benefits of farmers' utilization of compost

效益 \ 作物 %	百分比	梨 (14) 農戶	梨 (14) %	柑橘 (14) 農戶	柑橘 (14) %	番石榴 (3) 農戶	番石榴 (3) %	茶樹 (10) 農戶	茶樹 (10) %	高麗菜 (1) 農戶	高麗菜 (1) %	白柚 (4) 農戶	白柚 (4) %	水稻 (3) 農戶	水稻 (3) %	洋香瓜 (8) 農戶	洋香瓜 (8) %	花卉 (10) 農戶	花卉 (10) %	小番茄 (6) 農戶	小番茄 (6) %	文旦 (3) 農戶	文旦 (3) %	蔬菜 (5) 農戶	蔬菜 (5) %	葡萄 (2) 農戶	葡萄 (2) %	楊桃 (2) 農戶	楊桃 (2) %	荔枝 (1) 農戶	荔枝 (1) %
品質提升程度	10~20	4	29	7	50	3	100			1	100			1	33	2	25	3	30	3	50					1	50	1	50	1	100
	20~30	2	14	2	14			3	30			2	50			3	38	2	20	1	17	2	67	1	20						
	30~40			1	7																										
	50~60			1	7																										
	60~70			1	7																										
產量增加程度	10~20	4	29	6	43											3	38	2	20	5	83							1	50		
	20~30	3	21	5	36	3	100	2	20	1	100	1	25	2	67	3	38	3	30	1	17	2	67	1	20	1	50	1	50		
	30~40	2	14																												
	40~50	1	7	1	7																										
病蟲害抵抗力程度	10以下			1	7	1	33									1	13			1	17										
	10~20	4	29	4	29	1	33	1	10			2	50	1	33	1	13	1	10	1	17					1	50				
	20~30	1	7																					2	40			2	100		
	40~50	1	7	1	7																										
總收益提高程度	10以下	2	14	4	29			2	20							3	38			2	33			1	20	1	50	1	50		
	10~20	5	36	7	50	2	67	4	40							3	38	4	40	3	50			1	20					1	100
	20~30	5	36	3	21					1	100	3	75			1	13	1	10			1	33			1	50				
土地生產力提高程度	10~20	4	29	5	36	2	67	2	20			1	25					4	40	3	50					1	50	4	29		
	20~30	3	21	2	14							1	25			3	38			1	17	1	33	1	20			3	21		
	40~50	1	7	1	7																							1	7		

續表 7. (Continuation of Table 7)

作物 % 效益		高粱 (1)		玉米 (1)		柿子 (1)		竹筍 (1)		桃子 (2)		棗樹 (2)		芒果 (2)		哈密瓜 (3)		西瓜 (3)		苦瓜 (2)		美濃瓜 (1)		網狀瓜 (1)		毛豆 (1)		柳丁 (1)		龍眼 (1)	
	百分比	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	佔比總例	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%
品質提升程度	10以下																														
	10~20							1	100			1	50	1	50	1	33			2	100										
	20~30													1	50																
	30~40											1	50																		
產量增加程度	10以下																			1	50										
	10~20	1	100	1	100	1	100	1	100	1	50	1	50			1	33			1	50										
	20~30													1	50													1	100	1	100
	30~40											1	50																		
病蟲害抵抗力程度	10以下																			1	50										
	10~20											1	50	1	50											1	100				
	20~30																														
總收益提高程度	10以下			1	100			1	100	2	100	1	50	2	100					1	50										
	10~20											1	50			1	33	2	67	1	50										
	30~40																					1	100	1	100						
	20~30																							1	100						
土地生產力提高程度	10以下																			1	50										
	10~20							1	100			1	50			1	33			1	50					1	100				
	20~30													1	50	1	33														
	30~40											1	50																		

續表 7. (Continuation of Table 7)

作物 / 效益 %	百分比	蒜頭(1) 農戶	蒜頭(1) %	馬鈴薯(1) 農戶	馬鈴薯(1) %	枇杷(1) 農戶	枇杷(1) %	鳳梨(1) 農戶	鳳梨(1) %	生薑(1) 農戶	生薑(1) %	榕樹(2) 農戶	榕樹(2) %	樟樹(1) 農戶	樟樹(1) %
品質提升程度	10以下					1	100								
	10~20											2	100	1	100
	20~30														
	30~40														
產量增加程度	10以下					1	100								
	10~20	1	100	1	100										
	20~30											1	50	1	100
	30~40														
病蟲害抵抗力程度	10以下														
	10~20														
	20~30											1	50		
總收益提高程度	10以下			1	100	1	100					2	100	1	100
	10~20	1	100												
	30~40														
土地生產力提高程度	10以下					1	100								
	10~20														
	20~30														
	30~40														

資料來源：本研究調查。

表8　農家堆肥利用之價格

Table 8. Prices of farmers' utilization of compost

價格 \ 作物 %		梨 (14)		柑橘 (14)		番石榴 (3)		茶樹 (10)		高麗菜 (1)		白柚 (4)		水稻 (3)		洋香瓜 (8)		花卉 (10)		小番茄 (6)		文旦 (3)		蔬菜 (5)		葡萄 (2)		楊桃 (2)	
		農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%
買入價格	1~ 2元																			1	17								
	3~ 4元							2	20					1	33	1	13	1	10					2	40				
	4~ 5元			4	29	1	33	2	20							1	13									1	50		
	5~ 6元	5	36	5	36			3	30			1	25	1	33			5	50			1	33					2	100
	6~ 7元	8	57	3	21	1	33	2	20	1	100	1	25					3	30			1	33						
	7~ 8元			1	7							1	25					1	10										
	8~ 9元	1	7	1	7	1	33									4	50			5	83	1	33	2	40	1	50		
	9~10元							1	10			1	25	1	33	2	25							1	20				
	平均價格	6.12		6.16		6.57		5.51		6.05		7.73		8.07		7.79		5.9		7.15		6.93		6.74		6.7		5.2	
可忍受價格	2~ 3元					1	33	1	10							1	13			1	17			1	20				
	3~ 4元			2	14									1	33	1	13	1	10			1	33	1	20				
	4~ 5元			1	7			2	20	1	100					3	38	2	20	1	17			1	20				
	5~ 6元	2	14	2	14							1	25					1	10							1	50		
	7~ 8元																							1	20				
	平均價格	6		4.88		3		3.83		5.2		6		3.5		4.24		3.93		4		3.5		4.63		6.5			

價格 \ 作物 %		水密桃 (1)		蘋果 (1)		荔枝 (1)		高粱 (1)		檳榔 (1)		玉米 (1)		柿子 (1)		竹筍 (1)		桃子 (2)		棗樹 (2)		哈密瓜 (3)		西瓜 (3)		苦瓜 (2)		美濃瓜 (1)	
		農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%
買入價格	1~ 2元																												
	3~ 4元																					1	33	2	67				
	4~ 5元													1	100	1	100			2	100			1	33	1	50		
	5~ 6元																	1	50										
	6~ 7元	1	100	1	100	1	100			1	100							1	50										
	7~ 8元																					1	33					1	100
	8~ 9元							1	100			1	100									1	33			1	50		
	9~10元																												
	平均價格	6.9		6.9		6.7		8.5		6.5		8.53		4.8		4.3		6.2		4.3		6.7		4		6.75		8	
可忍受價格	2~ 3元																			1	50	1	33						
	3~ 4元																	1	50					1	33				
	4~ 5元							1	100													1	33			1	50		
	5~ 6元	1	100	1	100																								
	7~ 8元																												
	平均價格	6		6				5										4		1.6		3.75		3.97		5			

(續表8)(Continuation of Table 8)

價格 \ 作物 %		網狀瓜 (1)		毛豆 (1)		柳丁 (1)		龍眼 (1)		蒜頭 (1)		馬鈴薯 (1)		枇杷 (1)		鳳梨 (1)		生薑 (1)		榕樹 (2)		樟樹 (1)		芒果 (2)	
		農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%	農戶	%
買入價格	2~ 3元																								
	3~ 4元																							2	100
	4~ 5元																								
	5~ 6元													1	100	1	100	1	100						
	6~ 7元																			2	100	1	100		
	7~ 8元	1	100			1	100	1	100																
	8~ 9元			1	100					1	100	1	100												
	9~10元																								
	平均價格	8		8.5		7.2		7.2		8.5		8.5		6		6		6		6.95		6.9		3.8	
可忍受價格	2~ 3元																								
	3~ 4元																								
	4~ 5元									1	100					1	100			1	50				
	5~ 6元																			1	50				
	7~ 8元																								
	平均價格									5						4.5				5.45					

資料來源：本研究調查。

產力，此時爲加强耕種農家與畜產農家之組織化合作關係，對於地區內耕種農家之經營意向、作物種植型態、有機堆肥之需給情況等均有必要作詳細調查，再予合理規劃，而後擬定發展計劃，據以推動實施。

2.堆肥製造中心營運費用及負擔問題

堆肥製造中心營運費用中，設施。機械之折舊費用所佔比率及勞力費往往是最大項目，因此降低堆肥製造中心營運費用之途徑不外乎是在追求適當經營經濟規模，以降低單位產品之設施、機械之負擔費用或折舊費。在勞力費用的降低方面，則必須儘可能減少堆肥化工程的實際作業時間。如果爲了加速推廣堆肥之製造與利用，政府可對堆肥製造中心之機械、設施等固定設備之建設費用給予部份補助，以減輕堆肥製造中心營運成本中機械、設施折舊之金額，從而降低堆肥之價格，以推廣農家利用。

有關堆肥製造中心營運費用的負擔者及其負擔比率的決定依堆肥製造中心設置的目的而定；以私經濟目的而言，堆肥製造中心之利用者爲負擔者，因此應負擔全部之經營費用，但地區農業複合型之堆肥製造中心之設置目的非純爲私經濟目的，因爲除了佔大部分比例之畜產農家之糞尿廢棄物處理及耕種農家之堆肥施用效果等所謂私經濟領域之外，亦有因爲地區內資源之環境利用而促進環境保全及農地地力維持等社會經濟領域的效果。因此，地區農牧複合型堆肥製造中心之營運費用應由地區內之耕種農家、畜產農家及地區住民、農產物消費者等三方面共同負擔，而地區住民、農產物消費者部份可由政府代表負擔，而以補助金方式負擔之。而在計算負擔金額時，首先須以堆肥之代替物市價評價法算出私經濟目的的效果價格，此爲耕種農家之負擔限度金額。其次，自經營營運費用中扣除耕種農家之負擔限度金額，再分成全額由畜產農家負擔(亦即可對機械、設施不補助)及一部份由畜產農家負擔(亦即對機械、設施不同補助率)算出每一頭畜產種類別之負擔金額，此負擔金額與畜產種類別(如乳牛、豬隻)每頭之利潤額比較爲可接受之負擔限度金額。最後，自營運費用中扣除耕種農家負擔限度金額及畜產農家負擔限度金額之餘額即爲地區住民、消費者應負擔之金額(以稅金或補助金爲之)。從以上的分析可知，爲推動堆肥的利用，耕種農家、畜產農家及政府部門均有其應負擔的責任，在農業經營利潤低的情形下，政府的補助是有必要的，惟欲減少對政府補助的依賴，除了畜產農家自身的努力以增加畜產種類別之利潤外，堆肥製造中心也要進行合理化經營，以降低營運費用，此時畜產農家的配合至爲重要，例如糞廢棄物的有計畫提供會左右堆肥製造中心的機械、設施利用率，另外透過適當處理方法及醱酵方法之改善，提供低水分的廢棄物給堆肥製造中心，可節省水分調整材料的使用及提高堆肥醱酵效率，可降低經費及提高堆肥製造之生產力。

九、促進堆肥製造與利用的課題

(一)有機農業的發展方面

1.儘速訂定有機農業品認定基準及建立產品識別標幟。

2.加强有機農產品消費者・生產者共同協定栽培制度的推動。

3.加强有機農業作物栽培制度之技術、經營及經濟研究。

(二)堆肥製造方面

1.繼續加强堆肥製造技術之研究。

2.配合地區農業土地利用綜合規劃推動地區農牧複合經營體系。

3.加强地區堆肥製造中心之區位配置及最適規模之經濟研究。

(三)堆肥利用方面

1.研訂作物種類別堆肥施用基準，以供農家施用堆肥之參考。

2.研發各種作物堆肥施用之機械及改善施用技術，達成省力化、效率化之目標。

3.政府有關試驗及推廣單位，應加强各種作物堆肥施用技術之推廣與指導。

十、結　語

堆肥製造與利用的推廣與促進，首先有賴有機農業的發展，而有機農業的發展隨著國民經濟的發展，國民重視食品安全及環境・生態保育觀念的加强，日形重要，因此除了有機農業經營者要在生產及運銷方面多努力之外，經由堆肥製造技術的改進，以降低堆肥價格，進而透過合理土地利用方式的推動及農家利用堆肥的技術的改進，以降低農家利用堆肥的成本，並提高其利用堆肥之效益，以增加農家收益，增强對堆肥價格之接受能力，是爲今後推動堆肥製造與利用之重要方向，而政府對試驗・研究及農民團體適時適當的給予協助與輔導，才能事半功倍，克竟全功。

參考文獻

1.楊秋忠・1993 土壤與肥料・農世股份有限公司・

2.雷秉章・台灣銀行季刊・19(2): 146～195. 臺灣農家肥料問題之研究・

3.多 田政弘、櫟瀉俊子・1984 日本の有機農業運動・日本經濟評論社・

4.久宗高・1989 環境保全型農業の展望・農山漁村文化協會・

5.平山一郎・1994 有機農產物がスーパーを變える・ダイセモンド社・

6.櫟瀉俊子、久保田裕子・1992 多樣化する有機農產物の流通・學陽書房・

7.生態系農業研究會・1988 生態系農業・樂游書房・

8.アメリ合眾國農務省有機農業調查班・1982 日本有機農業研究會譯・アメリカの有機農業・樂游書房・

9.農林水產省統計情報部・1989「有機農業」に取り組む農家等の事例・農林統計協會發行・

A Study of the Costs of Compost-making and the Benefits of Utilizing Composts

Cheng Shy-Hwa*

This paper aims to analyze. based on actual survey data. the costs of making different forms of compost using different materials and possible ways of lowering production costs. The study will also analyze variations in the cost of applying compost to different crops. the benefits derived, and the purchase and acceptable prices of compost bought by farmers. This paper will also discuss the problems faced in promoting compost production by joint operation of local farming and livestock units, its usage and the solutions to such problems.

* Research Institute of Agricultural Economics, National Chung Hsing University.

有機質肥料之品質及產銷現況

李 育 義*

摘要：有機質肥料之範圍很廣，包括植物質、動物質及動物排泄物等所製成之肥料。多數有機質肥料，以提供農地所需要之有機質為重點，但部份肥料如油粕類及骨粉類，則屬於緩效性之氮、磷肥，又如魚粉類肥料，除可供應氮、磷、鉀肥料外，尚可提供次量要素及微量要素成分。至於非動物、植物之合成有機物肥料，如IBDU, CDU等則不屬本項報告之討論範圍。

近年來禽畜糞之產量至為龐大，甚至已發生公害問題，嗣經很多畜牧業者及學者專家不斷探討結果認為以堆肥化來處理最為可行，由於該肥料產量很大，因此在品質上必須設法限制重金屬等有害成分，否則將嚴重污染土壤，又堆肥之腐熟度，必須確實控制，對於提高農地生產力始有裨益。商品化堆肥之水分經規範在35%以下；容量減小，理化性穩定，對於該肥料之搬運、機施和衛生等已有相當的幫助。

關於銷售問題，除了肥料品質外，應為銷售價格問題，售價高必然影響農民使用該肥料之意願，售價低則直接影響製造堆肥之意願，如何尋找一平衡點，已成為大家所關切的問題，現階段禽畜糞堆肥之售價，25公斤(升)包裝每包價格約為100元－150元，即每台斤4元－6元，每公頃施用量以8公噸計算，其肥料價款為三萬二千元至四萬八千元，因此目前該肥料之使用對象，僅限於高經濟價值之果樹、花卉、蔬果類，至於一般水稻、雜糧類作物，因收入較低而不使用此項有機質肥料，故銷售量較難突破。

在環保意識高漲之情況下，禽畜糞堆肥化之處理，已成為畜牧業者存亡之關鍵問題，因此若由畜牧業者補貼製造堆肥之費用以降低堆肥售價，必可相對提高農民使用該肥料之意願，則對於禽畜糞堆肥化及改善土壤生產力，始有前途可言。

一、前 言

近年來，農政單位為了改善農地生產力提高農作物的品質和收益，正推廣使用有機質肥料，世界很多國家為了保育環境及確保農產品的安全，亦正在倡導有機農業；永續性農業，此種返樸歸真之農業，除以綠肥作物因應外，如何再開拓價廉物美的有機質肥料，已成為當前農業上之一重要課題。

現階段台灣地區養雞數達九千七百多萬隻，養豬數逾一千零五萬多頭，其排泄物有必要妥善處理，如利用堆肥法處理，對於防止環境污染、畜牧業及補充土壤所需要的有機質肥料，將是一舉數得之措施，如何獲得順利的推展，必需仰賴大家共同努力，並隨時調適其產品堆肥之品質、售價等因素始可達成使命。

* 行政院農業委員會農糧處技正

二、有機質肥料之品質

(一)一般性有機質肥料之品質

有機質肥料分爲植物質肥料、動物質肥料及其排泄物所製成之有機質肥料。除禽畜排泄物所製成之有機肥料，因涉及飼料添加物和產量較大而造成重金屬含量及醱酵腐熟度之問題外，一般有機質肥料，除非故意的摻雜或於製肥運搬過程遭受污染外，在正常狀況下，很少發生品質異常的問題。

(二)禽畜糞有機質肥料之品質

本項肥料，指利用禽畜糞或再加其他太空包等廢棄物，經過醱酵堆熟而成者，因此又稱爲禽畜糞堆肥。禽畜生長過程爲防止疾病的發生，常於飼料中添加抗生素、銅、鋅等添加物，其中豬飼料之國家標準，已規定銅之限量小豬(出生30日內)爲150ppm，中豬以上爲50ppm，如果嚴格控制，堆肥中的含銅量，應不致於發生問題，惟據台灣省農業試驗所資料(1)堆肥中銅含量，超過100mg/kg豬糞部份爲42%，雞糞部份爲33%，鋅含量超過500mg/kg豬糞部份爲5%，雞糞部份爲9%，故應注意改進，詳如附表一。至於堆肥中抗生素之殘留問題，據國立台灣大學農學院資料(2)雞糞中抗生素之分解速率極顯著，對堆肥製作影響不大。

表一、堆肥中重金屬之含量

	垃圾堆肥國家標準 (mg/kg以下)	禽畜糞堆肥肥料規格 (mg/kg以下)	豬糞堆肥	雞糞堆肥
鎘 (cd)	5	-	(合格)	
鎳 (Ni)	25	-	超過	25mg/kg
			33%	—
砷 (As)	50	-	(合格)	
鉛 (Pb)	150	-	(合格)	
鉻 (Cr)	150	-	超過	150mg/kg
			33%	—
銅 (Cu)	150	100	超過	100mg/kg
			42%	33%
鋅 (Zn)	500	-	超過	500mg/kg
			5%	9%

資料：台灣省農業試驗所　連深、李豔琪「有機質肥料之重金屬含量及肥料規格之規範」

堆肥中水分，常影響堆肥品質，堆肥製造過程須要有50-70%之水分，惟堆肥產品若水分高，對銷售推廣至為不利，因此經於肥料規格上規定商品化之禽畜糞堆肥，其水分須週整在35%以下，結果對於運搬、施用及環保上均甚有助益。

堆肥腐熟度問題，亦屬於影響品質之關鍵點，堆肥腐熟度之判定方法很多，據日本松崎敏英專家的資料(3)可利用理化性分析法，包括銨態氮、硝酸態氮之濃度測試法，溫度、pH 、EC、CEC、產氣、碳氮率、還元糖等變化測試法；另可以生物性判定法，包括發芽試驗、蚯蚓法、植生法、花粉管伸長法等；同時還可以味覺、觸覺等經驗判定。由於堆肥材料及處理方法之不同，在肥料管理上尚無法規定可行之腐熟度測試法。

利用堆肥中之有機質及規模性之設備，製(溶)成「含有機質複合肥料」，頗具有商品價值，惟堆肥製造業者，於堆肥中混入尿素，硫酸銨、磷礦粉或矽酸爐渣，因其理化性不同，使其混合均勻確有困難，甚至化學成分濃度高造成肥害，有待輔導改正。

三、有機質肥料之使用示範和推廣

(一)補助對象及肥料種類

現階段農政單位補助使用有機質肥料，經定為實際從事農作物生產之農家為對象。有機質肥料，以禽畜糞、養菇後太空包、樹皮等農業廢物為材料，經充分醱酵腐熟而成的堆肥，其品質有機質含量須在60%以上，氮、磷、鉀含量各0.6%以上，銅含量0.001%以下，水分35%以下，並領有製造肥料登記者為限。至於雞糞堆肥有機質含量未達60%者，及進口堆肥、各種油粕類、骨肥、魚粉肥等皆不列入補助之範圍。

(二)使用有機質肥料之補助標準

設置示範區，每處面積為0.3公頃，堆肥施用量為3.6公頃，即相當於每公頃12公噸、補助款為六千元，同時由轄區農(茶)業改良場、縣市政府、農會等單位派員指導。本項示範區如由製造堆肥業者設置示範區時，其所需堆肥悉由該業者免費提供，每處使用堆肥示範區均應同時設置0.05公頃的對照區，以比較其成效。

至於一般大面積的推廣區，設置地點原則上以10公頃為一處，長期作物果樹類等，每公頃堆肥施用量為八公噸以上，短期作物蔬菜等為四公噸以上，補助款分別為長期作物每公頃8千元，短期作物每公頃4千元，選購堆肥的廠牌一律由受補助農戶自行決定。

目前化學肥料充足的情況下，推廣使用有機質肥料之最主要目的為改良土壤團粒構造，堆肥所含之三要素成分甚少，完熟的堆肥相當於腐植土，因此任何土壤、任何作物均可適用，其單位面積使用量之彈性亦甚大，例如部份農家為大幅度提高農地生產力，每公頃每年施用量常達百公噸以上，惟一般農戶因減少投資成本，每公頃施用量以10-20公噸者較多。

(三)設置示範區和大面積推廣現況

農地生產力和環境保護，普遍受到重視的結果，各階層農政及農會單位，均積極推動利用禽畜糞等農業廢棄物所製造堆肥，就農委會和農林廳土壤肥料部門所設置之示範區已達665處，推廣面積為10萬一千多公頃，詳如表二。本項堆肥之示範推廣，由於其土壤理化性及生物性獲得改善，對於其農產物的品質及售價均相對提高，而普遍受到農家的肯定。

表二、歷年來有機質肥料示範推廣面積統計表

	小面積示範		大面積推廣		政府補助款(千元)		
年度	處數	面積(公頃)	處數	面積(公頃)	合　計	農委會	農林廳
75	150	45	-	-	2,480	2,000	480
76	130	39	-	-	1,000	1,000	-
77	50	15	36	635	5,448	2,500	2,948
78	59	17.7	56	650	5,884	2,500	3,384
79	70	21	90	900	9,707	5,500	4,207
80	30	9	76	760	6,096	5,069	1,000
81	45	13.5	112	1,120	9,673	8,580	1,093
82	66	19.8	324	3,240	27,300	27,300	-
83	45	13.5	249	2,490	20,258	16,050	4,208
84	20	6	190	1,900	15,968	12,070	3,898
合計	665	199.5	1,133	11,695	101,591	82,569	19,022

資料：作者統計資料

四、有機質肥料之銷售現況

㈠一般性有機質肥料之銷售

植物性油粕類及動物性魚渣粉、肉雜粉等有機質肥料，於高經濟作物茶樹、果樹類等常使用，黃豆粉每公斤之售價為9-10元，菜籽粕為4.5-5元，蓖麻粕為3.5-4.5元，由於售價不高，故使用量有增加的趨勢，主要有機質肥料之83年度進口量及價格如附表三。

表三、有機質肥料之年進口量及價值(83年)

品　　名	進品量(公噸)	價值(元/公斤)	備　　註
泥炭(苔)	14,133	4.91	盆栽介質及土壤改良用，有機質含量甚高。
動物、植物混合肥料	2,166	7.12	進口時須符合檢疫規定
鳥糞	200	2.93	包括鳥糞石
菜籽粕	77,524	3.26	
蓖麻粕等	23,334	2.75	
黃豆粕	122,220	6.17	多供為飼料用
花生粕	17,345	4.59	
骨粉	95	8.40	

資料：財政部關稅總局統計室　83年12月

㈡禽畜糞堆肥之銷售

據台灣省農林廳資料[4]，主要農牧廢棄物堆肥產量爲一千零七萬九千多公噸。利用禽畜糞製造堆肥，已申領肥料登記證之堆肥製造業者至83年3月底爲35家，經抽樣調查九家堆肥業者之年產量自2,400公噸至19,500公噸，每公斤售價爲4.0元－6.0元，詳如附表四。就施用堆肥之成本一公頃施用量以 8 公噸每公斤4.5元計，僅堆肥價款不包括施用工資就達三萬六千元，故一般糧食作物普遍使用確有困難，因此導致部份堆肥製造業者發生堆肥之滯銷。

初步估計製造每公斤之堆肥成本約爲1.8元，運費約爲1.0元，銷售費約爲1.2元，即每公斤之堆肥成本約爲4.0元左右，而按目前農作物之售價，初步評估堆肥每公斤之售價在3.0元以下，農民始有可能普遍使用本項有機肥料。因此如由養豬、雞、牛等之利潤，支付其禽畜糞處理費，堆肥之成本始可相對降低，堆肥的銷售量亦可相對的提高。

表四、部份堆肥業者之年度量及售價(83年度)

地區編號	主要材料	每包重量 (公斤)	年產量 (元/公斤)	廠商 (元/公斤)	農村售價 (元/公斤)	備註
北部 1	豬糞	25	23.5萬包 5,875	3.3	4.5	
中部 2	脫脂廢羊毛、雞糞	25	48.0萬包12,000	4.8	6.0	中日技術合併由日方提供醱酵菌
中部 3	菇菌太空包、雞糞	25	12.0萬包 3,000	4.4	5.2	購100包送15包
中部 4	豬糞、屠宰場廢料	25	78.0萬包19,500	3.6	4.5	
中部 5	豬糞	20	11.4萬包 2,280	4.0	5.0	部份加氯化鉀、造粒
中部 6	牛糞	25	9.6萬包 2,400	4.8	5.2	堆熟45天
南部 7	豬糞	25	12.0萬包 3,000	3.9	4.5	
南部 8	豬糞、蔗渣	30	24.0萬包 7,200	4.2	5.3	
東部 9	廢紙漿、酒糟	30	20.0萬包 6,000	2.0	4.0	

資料：作者於84年4月間調查之資料

五、結　論

利用禽畜糞等農業廢棄物製造商品化堆肥，農委會和農林廳等單位，自民國75年起編列專款開始示範推廣，績效良好目前仍繼續辦理中。爲確保各種有機質肥料之品質，自78年7月1日起，已將該肥料列入肥料管理規則之管理範圍，在實質上已增加農民使用有機質料之信心，今後有必要加强查驗其品質，以禽畜糞等農業廢棄物所製成之商品化堆肥，其重金屬等有害成分，有必要全面檢討，腐熟度亦有必要訂定規範，藉以提升品質。

至於堆肥料之推廣問題，關鍵點應爲售價問題，以目前商品化堆肥之售價每斤4-6元，其年銷售量要超25萬公噸將有困難，而該堆肥之成本，包括製造費、運銷費及場地與設施費，已接近每公斤4元，因此要降低該堆肥之售價，似可由畜牧業者，從其利潤中提撥一部份經費，供爲處理其排泄物製造堆肥之費用，則禽畜糞堆肥之推廣始有前途，對於防止禽糞之污染及全面提高農地生產力才有助益。

參考文獻

1. 連深、李豔琪　1994　土壤與肥料之污染研討會論文集　158-173頁。

2. 楊盛行、林鴻淇、張則周、鍾仁賜　1990　雞糞中抗生素之殘留研究　79農建-10.3-糧-93(7)。

3. 日本松崎敏英　1992　土と堆肥と有機物。

4. 蔡精强　1994　農牧廢棄資源處理利用。

農畜產廢棄物利用及堆肥製造之現況

林財旺[1] 簡宣裕[2]

摘要：依 1993 年禽畜飼養頭數估計臺灣地區主要禽畜糞排泄量約 12,773,800 公噸，而每年主要農產廢棄物稻殼、甘蔗渣、廢棄菇類木屑總量為 2,009,950公噸。以禽畜糞生產自給肥料為 1,371,190 公噸，農產廢棄物由政府輔導設立之農業廢棄物處理中心用來製造堆肥及當做燃料計約有 1,277,276 公噸，其餘之農畜產廢棄物有待加强技術輔導，擴大推廣堆肥製造及處理，讓農業廢棄物資源能被有效利用且使生態、環境受到維護。

在堆肥化過程中需要有良好的發酵條件，如適當的含水率、碳氮比例、充分的通氣等。禽畜糞的碳氮比值皆小於 30，故可直接逕行發酵製造堆肥，堆肥完熟所需的時間較短，雞糞約 2 星期，牛、豬糞約 3 星期，但混合木屑、蔗渣、稻殼等材料以增加通氣性及減少臭氣時，發酵完熟所需的時間要延長。一般農產廢棄物的碳氮比值較高，分解速度較緩慢，氮磷含量比禽畜糞低，須添加氮源、磷源使腐熟加速，以廢棄菇類木屑、蔗渣為主材料製造堆肥，發酵完熟所需要時間分別為 8 星期、5 個月。堆肥腐熟度可用發芽率、圓形濾紙圖形判斷法等方法測定。目前製造堆肥方式已驅向於機械化，並附設送風系統，俾於減少人力、縮短發酵完熟所需要的時間。

農產廢棄物於製造堆肥發酵過程，若管理適當則可以幾乎沒有臭味，但禽畜糞於製造堆肥發酵過程則仍須要考慮除臭的問題。堆肥場臭氣之脫臭技術，以木屑脫臭及土壤脫臭法為主，其對氨氣的脫臭效率可達100％，較水洗法之脫臭效率 16.7％～79.5％為佳。

關鍵字：堆肥、發酵、脫臭、腐熟度。

前 言

禽畜糞含有多量的 BOD、氮、磷等污染物。據報告(1)豬每頭每天排糞量為1.9kg，含 BOD 量 114 g，氮 19 g， 磷 13.3 g。而牛每頭每天排糞量 30 kg ，含 BOD 720 g，氮 129 g，磷 51 g。雞糞每隻每天排糞量有 0.14 kg。由此資料顯示禽畜糞確有高濃度的污染量但亦有多量的植物所需養分。農產廢棄物雖然養分濃度、污染物含量，一般而言不如禽畜糞的多，但若不予妥善處理，亦會造成環境的污染、生態破壞。以往對農業廢棄物的處理方式為(2)：1.直接堆棄於窪地、路旁或排放至河流、小溪。2.焚燒掉。3.直接施用於土壤，如稻草、玉米桿等掩埋於土壤中。4.當做飼料，如餵牛、羊等。5.經發酵過程，穩定化後製成堆肥或當栽培介質使用。第 1 種、第 2 種處理方式，以環保的觀點而言是不允許的，第 4 種處理方式雖然沒有環保上的問題，但是不普遍且非每種農業廢棄物皆可採取此方法，第 3 種處理方式雖然有較省工、節省時間及能源的優點，但相對地可能有環境衛生、臭味問題，若直接施入土壤會造成土壤局部缺氧、還原性太高、土壤溫度昇高，

[1] 臺灣省畜產試驗所經營系副研究員，台南縣新化鎮牧場112號
[2] 臺灣省農業試驗所農化系助理研究員，台中縣霧峰鄉中正路189號

或釋出有毒的物質等，會影響作物生長及環境、衛生的安全，且存於農、畜產廢棄物中之病菌、害蟲會使種子萌芽受影響、作物病害發生的機率增加，以及造成人、畜的感染。故農畜產廢棄物的處理方式，以採取經發酵過程，穩定化製成堆肥或栽培介質，是較合乎衛生安全、環境保護及經濟效益。

據調查資料顯示年主要禽畜糞約 10.7% 製成堆肥[3]，主要農產廢棄物(稻殼、甘蔗渣、廢棄菇類木屑約 2.9% 用於製造堆肥[2,3,4]。故堆肥材料來源尚有很大空間，有待加强推廣堆肥處理工作。而堆肥處理相關技術，經多年研究、配合政府計畫，正全面推廣農家採用，據現場輔導時發現農民尚欠缺生產良質堆肥之技術，故藉此機會提出若干要項，如良好醱酵條件，適當的醱酵期間，腐熟度判定法及脫臭技術均加以報告論述。又堆肥機械翻堆處理技術，農家實際應用於養雞、養豬、養牛場等堆肥處理之流程、設備、產量、肥料成分等亦提出報告，祈能提供給農民、業者當參考用。

本省禽畜糞及主要農產廢棄物量

依據八十三年台灣農業年報，82年底本省飼養乳牛117,043頭，肉牛32,069 頭，豬 9,844,920 頭，蛋雞 27,740,000 隻，肉雞 63,613,000 隻，乳羊72,003 頭，估算一年禽畜糞總產量爲 12,773,800 公噸如表一。又年主要農產廢棄物量，稻殼370,700公噸[3]，甘蔗渣有 1,520,000 公噸[4]，廢棄菇類木屑 119,250 公噸[2]，合計約有2,009,950 公噸(表二)。故主要農產廢棄物和禽畜糞量，年約有14,783,750公噸，若以 35%可製成堆肥，估計年生產量約 5,174,313 公噸，爲國家寶貴資源。但目前禽畜糞用來製造堆肥者，約只有 10.7%，尚有近 90% 之禽畜糞未善加利用而排放到河川中，資源浪費甚爲可惜，而主要農產廢棄物亦只有 2.9% 用於製造堆肥。故爲了生態系統、環境的維護及保育，如何加强利用此些農、畜產廢棄物來製造堆肥，以回歸施用於農田，增進土壤生產力，是值得給與重視和鼓勵。

表一 臺灣禽畜糞年產量(1993)

Table 1. Livestock feces quantity (1993,Taiwan)

Live stock	Head	Day excretion kg/head	Year excretion ton/head	Total excretion ton/year
Dairy	117, 043	30	10. 9	1, 275, 700
Cattle	32, 069	15	5. 5	176, 300
Pig	9, 884, 920	1. 9	0. 7	6, 891, 400
Layer	27, 740, 000	0. 14	0. 051	1, 414, 700
Broiler	63, 613, 000	0. 13	0. 047	2, 989, 800
Sheep	72, 003	1. 0	0. 36	25, 900
Total				12, 773, 800

表二 本省主要農產廢棄物年生成量及利用情形[1,2,4,6]

Table 2. The annual agricultural waste production and utilized quantity(ton)

Variety	Produced quantity	Used for composting	Used for fuel	Untouched quantity
Rice hull	370, 700	31, 490	Scarcely	339, 210
Processed sugarcane residue	1, 520, 000	Scarcely	1, 220, 000	300, 000
Wasted mushroom sawdust	119, 250	25, 786	Scarcely	93, 464
Total	2, 009, 950	57, 276	1, 220, 000	732, 674

堆肥化處理必要條件

一、優良堆肥應具有下列條件：

(一)方便於運搬、施用。

1.適當含水率(35%)以下。

2.沒有惡臭。

3.衛生、無污穢感。

(二)對植物、土壤具安全性。

1.有機質穩定化。

2.碳氮比值低(20 以下)。

3.沒有含毒性物質及有害成分。

(三)對植物生長及土壤性質有幫助。

1.肥料成分含量高。

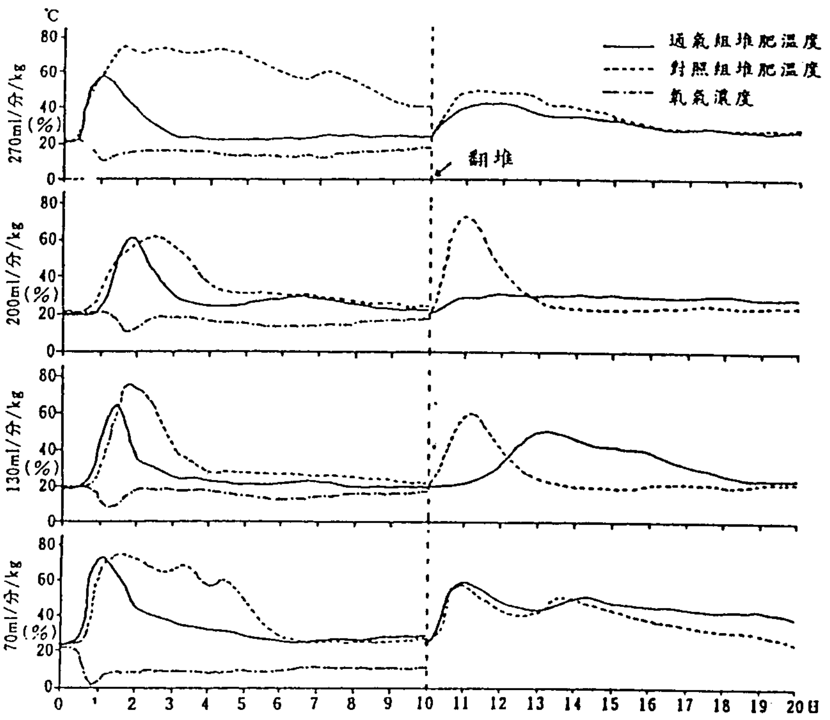
2.可改良土壤理化性狀及生物相。

以上各項堆肥腐熟度及肥料成分是堆肥品質控制重要工作。

二、堆肥醱酵最佳條件：

(一)足夠的氧氣：

堆肥醱酵中分解有機物的微生物，係多屬於好氣性微生物，所以氧氣的供給是非常重要。供給氧氣的方法如機械翻堆、送風機送風等。氧氣不足時由於厭氣性微生物增殖，不但分解困難且產生硫化氫、低級脂肪酸、低級醛等臭氣。但送風量過大或攪拌過度，醱酵熱及水分消失快，溫度急速下降。瑞穗等[5]報告適當的送風量是每噸每分鐘 0.2 m^3 如圖一。



圖一 堆肥通氣量對醱酵溫度之影響

Fig 1. Relationship between volume of forced air flux and temperature

㈡適當的水分：

水分是微生物增殖必要的條件，如果水分含量低於 30% 以下，微生物的增殖即被抑制。相反的，如果水分含量高於 70% 以上，則空隙率低空氣不足，嚴重時反成爲厭氣性醱酵狀況，堆肥醱酵速度變得很慢。堆肥醱酵最適當的含水率是 60～65%[6]，水分調整的方法常用的有四種：1.添加稻殼、木屑有機纖維物。2.機械脫水。3.塑膠乾燥房乾燥。4.添加已醱酵堆肥(連續堆肥化處理)。

㈢調整碳氮比例：

堆肥醱酵時有機物由微生物分解，而微生物增殖、活動的能源是來自營養分中的碳化合物，形成細胞時最適當的碳氮比例是20：1。家畜種類的不同，糞中所含的碳氮比值不一，牛糞爲 20～23，豬糞爲 10～14，雞糞爲 9～10，而土壤的碳氮比值爲 10～15，所以堆肥化處理時牛糞可不必另外調整碳氮比值，而豬糞、雞糞應適當調整，調整材料以稻殼、木屑居多[1,2,6]。

㈣酸鹼值：

分解堆肥的微生物喜好微鹼性，即 pH 7.0～8.0，一般禽畜糞製作堆肥不必調整 pH，但貯存時間久而 pH 降低時可用石灰調整[6]。

㈤適合的堆積高度：

堆肥材料堆積高度的不同，則單位容積內的重量有差別，以豬糞添加稻殼爲例，調整水

分後之含水率爲64％時，在堆積高度0.5公尺、1.0公尺、1.5公尺時，每立方公尺之容積重量分別爲610公斤、660公斤、710公斤，所以堆積高度愈高，容積重愈大，孔隙率減少，氧氣之供給困難，在送風式堆肥製作時，仍以不超過1.5公尺爲宜[1,2,6]。

堆肥化處理方式

臺灣農產廢棄物堆肥化的主要處理方式，可以歸納爲八種，包括袋裝堆積式、箱型送風式、靜置堆肥舍式、送風堆肥舍式、橫軸迴轉攪拌式，鋼板杓子翻堆式，橫的圓筒式，直立圓筒式等[1,2,4,5,6,7]，業者可依禽畜糞及農產廢棄物的種類、處理量、投資額等條件參考採用。一般堆積方式若設備投資較少，則處理期間較長約2～3月。而機械攪拌方式，設備投資及維持費較多，但堆肥化所需要的時間較短，約2～3週。各處理方式及應用情形報告於下：

一、箱型送風式

堆肥材料爲豬舍廢水，經固液分離機分離固形物，進行送風式堆肥化處理，其設施示意圖如圖二，材料含水率65％，送風量每噸每分鐘200 l，靜壓320 mm/Aq，送風時間設定送4分鐘，停16分鐘，全天操作。試驗分二組、A組爲混合種子堆肥、B組爲對照。其堆肥醱酵溫度變化如圖三，二組醱酵溫度在第5天已上升至77℃及70℃，醱酵期間混合種子堆肥之試驗組爲28天，但對照組爲35天，試驗組縮短7天完成。

二、堆積方式堆肥舍

堆積堆肥舍投資成本較少，惟必須以鏟裝機翻堆，供給微生物所需之氧氣，依據洪等[7]利用廄肥豬舍之墊料，材料爲稻殼、豬糞尿混合堆積醱酵，其溫度變化如圖四，堆肥化所需時間約70天，但送風式僅需35天，堆積式醱酵時間較長，且需勞力，費工、費時。

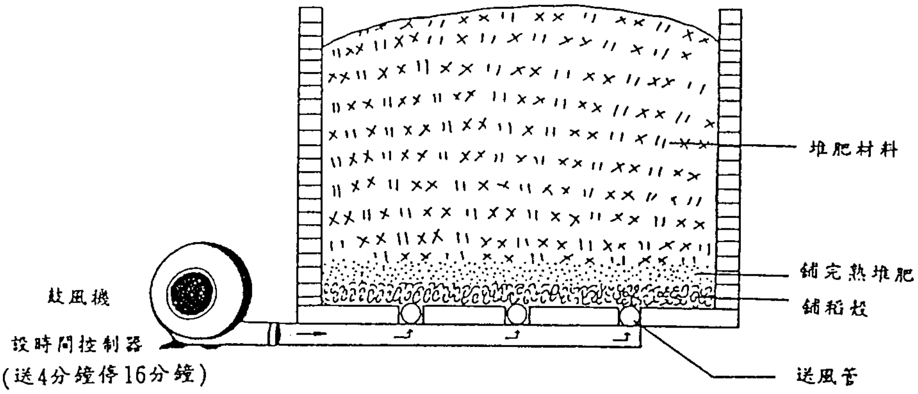
三、有送風設施堆肥舍式

此方式在新社、中埔、佳里農牧廢棄資源處理中心及台糖公司等地方，皆是使用此方法。在堆積材料於醱酵(堆肥化)過程中，以鏟裝機定期翻堆，同時在醱酵槽內設置送風系統，供給氧氣，促進生物性分解作用。

於佳里農牧廢棄資源處理中心，所使用之堆肥材料以乳牛牛糞尿加蔗渣墊料爲主，然後添加廢棄木耳木屑、雞糞、米糠等，用鏟裝機每5至7天翻堆(圖五)一次，先醱酵60天，再經二次醱酵28天，共88天完成，每日處理40公噸，年產堆肥5,040公噸。

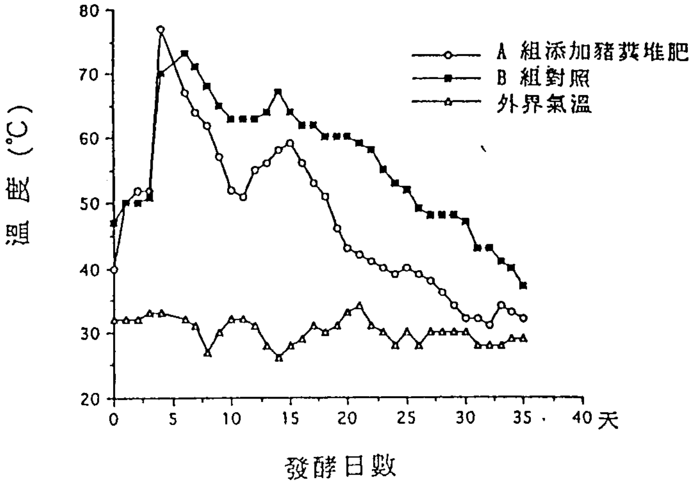
在新社、中埔農牧廢棄資源處理中心，所使用之堆肥材料以廢棄菇類木屑爲主，配合加入雞糞(4：1)，有時亦添加米糠、豆粕粉等材料，每星期用鏟裝機翻堆一次，由碳與氮比值的變化情形(表三)，判斷於第8星期時趨近於穩定腐熟。新社、中埔處理中心每年可以分別處理6,857公噸、11,429公噸，年產堆肥分別爲3,000公噸、5,000公噸。

台糖公司經濟製造蔗渣有機肥之流程如圖六[4]，將新鮮散裝蔗渣堆積於空地上，不定期噴施經兼曝氣二級處理之豬糞尿出流水或酒精廢醪等副產品，經4～6個月後，即成爲半腐熟蔗渣，將此半製品送入堆肥製造房或堆肥製造機中，經送風，翻堆，及粉碎等處理約一個月，即可得腐熟之蔗渣有機肥，必要時可混合其他有機肥，調製成特定成份之製品，再包裝出售。



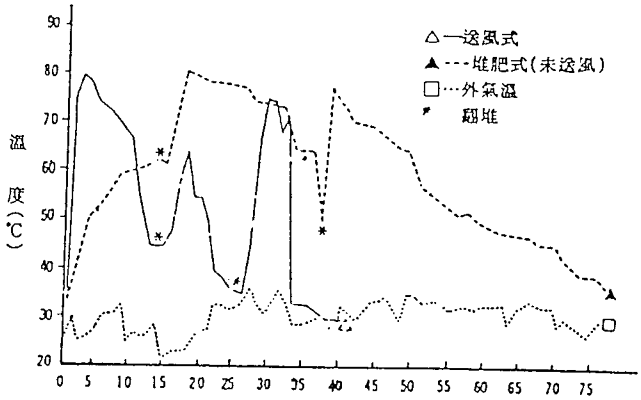
圖二 送風式堆肥設施示意圖

Fig 2. The aeration arrangement of box type composting.



圖三 以箱型送風式製造豬糞堆肥時，醱酵過程溫度變化

Fig 3. The fluctulating temperature of pig feces composted with aeration box type method.



圖四 堆積式與送風式堆肥醱酵溫度變化

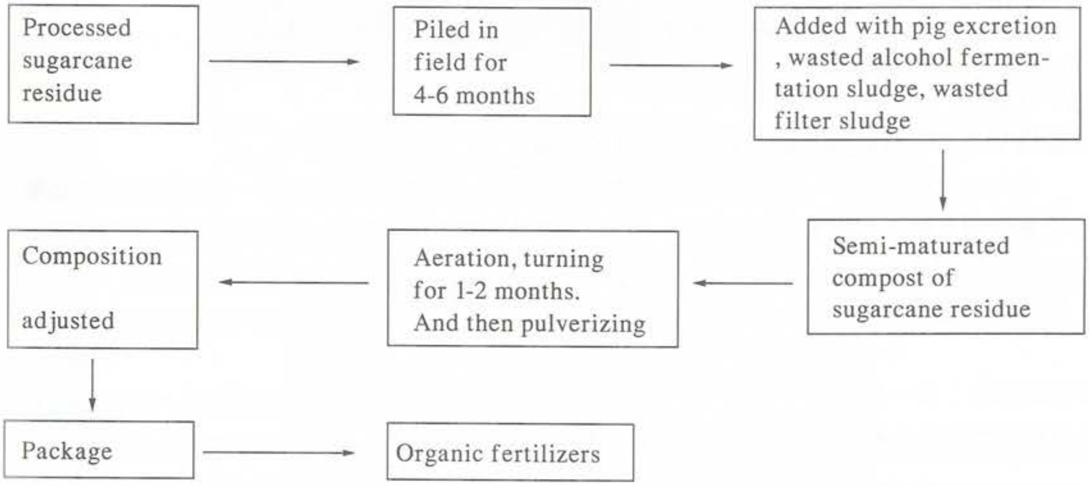
Fig 4. The comparison of fluctulating temperature between pile type and aeration type composting.

圖五　堆肥材料以大型鏟裝機翻堆情形
Fig 5. Turning of compost by bucket loader

表三　廢棄菇類木屑堆肥醱酵過程中有機碳與全氮比值
Table 3.　The ratio between organic carbon and nitrogen of compost[a]

Time (week)	Organic carbon/Total nitrogen
Original	21.2
1	19.9
2	18.0
4	16.5
8	13.5
10	12.2
12	11.8

[a]. Made from asted mushroom sawdust + Chicken feces (4:1)



圖六　經濟製造“蔗渣有機肥”之流程
Fig 6.　Econonical method of making processed sugarcane residue compost.

四、爲橫軸迴轉攪拌式

(一)橢圓型醱酵槽式：

在崙背牛糞處理中心使用，處理乳牛 1,200 頭牛糞堆肥場，堆肥處理流程爲太陽乾燥（機械攪拌）爲橢圓形攪拌醱酵槽（45 天）如圖七，二次醱酵（15 天）共 60 天完成。年產堆肥約 1,068 噸。

(二)條溝型醱酵槽式：

在欣達農牧場使用，處理蛋雞 130,000 隻之雞糞堆肥場，雞舍爲高架籠飼，籠下雞糞堆積約 30～45 天，含水率 50.0％，不需調整水分，醱酵情形如圖八，醱酵期間 35 天，年產堆肥 1,080 噸，堆肥成品因條板迴轉攪拌後形成顆粒狀，粒徑分別爲 6 mm 以下，12 mm 以下，18 mm 以下，及 18 mm 以上等四級，雖粒狀堆肥有施用方便、肥效持久，但顆粒太大應注意內部完熟程度。

圖七　橫軸迴轉攪拌式醱酵槽

Fig 7.　Rotary stirrer type fermentation.

五、杓子式攪拌

(一)套裝杓子式堆肥自動翻堆機及 U 型鋼板式醱酵槽：

在省畜試所開創第一部翻堆機及醱酵槽整套設備；在新設堆肥場時，機械廠可以成品整套設備裝設，節省設計及操作之人力、經費，其操作情形，如圖九，其操作條件說明如下：

1. 每日進 2 m^3 堆肥材料。

估計處理量：豬 5,000 頭（0.41×500 頭＝2 m^3）或

牛 75 頭（27.01×75 頭＝2 m^3）

2. 醱酵期間：20～24 天。

3. 全程翻堆次數：翻堆 10～12 次即每二天翻堆一次。

圖八　條溝型醱酵槽附設迴轉攪拌機
Fig 8.　Strip furrow type fermentation with rotary stirrer

圖九　杓子式（SCOOP）自動翻堆機現場
Fig 9.　Strip furrow fermentation with scoop stirrer.

(二)天車、懸臂式：

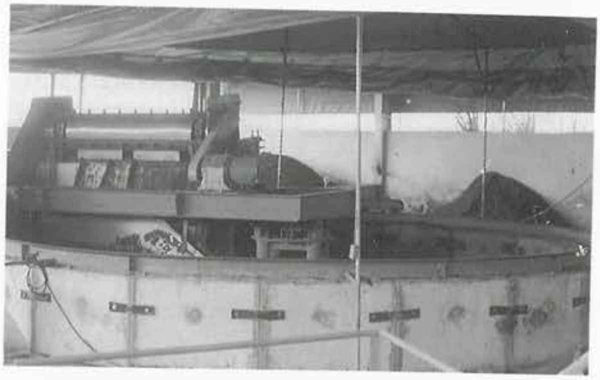
在常豐有機農業公司堆肥場使用，如圖十，可處理 150,000 頭之豬糞，堆肥製造流程爲醱酵堆肥混合新鮮豬糞，一次醱酵 24 天，二次醱酵 30天，一共 54 天完成，年產堆肥 5,000 噸。

(三)圓形杓子式翻堆機：

在合群農牧場使用，如圖十一，處理肉雞 140,000 隻之雞糞，肉雞飼養爲統進統出飼養式，一批雞糞墊料 960 m^3，重量 160 噸，堆肥製造流程爲原料加水調整含水率 60 %，再分別經二線生產堆肥。第一線是經圓型杓子式翻堆醱酵槽發酵 14 天，二次醱酵 30 天，共 44 天。第二線經送風式堆肥醱酵 60 天，二次醱酵 30 天，共 90 天完成。年產堆肥 480 噸。

圖十 天車、懸臂杓子式翻堆機

Fig 10. Hung axle type scoop stirrer.



圖十一 圓型杓子式翻堆機

Fig 11. Circular scoop type stirrer.

六、直立圓筒式醱酵

爲直立密閉醱酵槽，如圖十二，容積 16.8 m^3，每天進料全量之三分之一，約4 噸，醱酵期間 3 天，但需再經杓子式翻堆槽醱酵 22 天，共 25天完成。

圖十二 封閉直立圓桶式醱酵槽

Fig 12. Enclosed vertical type fermentation tank.

堆肥腐熟及簡易腐熟度判定法

一、堆肥腐熟

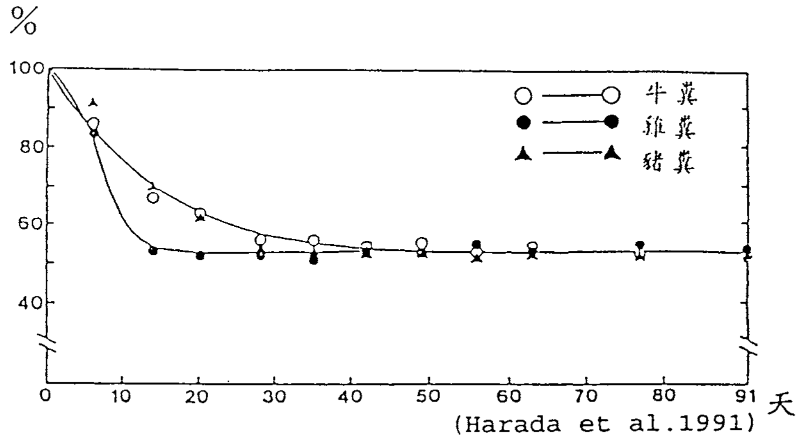
堆肥化處理過程有機質經分解、穩定化而腐熟，其成分中灰分增加、碳素減少以致碳氮比值降低，依 Harada 等報告[1]，豬糞、牛糞堆肥化期間有機質剩餘率穩定化需 3 ～ 4 週，而雞糞則需 2 週，其有機質剩餘率與醱酵日數之關係如圖十三。

二、簡易堆肥腐熟度判定

腐熟度測定方法甚爲複雜，如理化性狀分析所用之二苯胺檢出法、還原糖率判定法、CO_2 產生量、C/N 比例、陽離子交換容量(CEC)、硝酸氮檢出等，皆需有足夠的設備、技術。爲此，期能在簡單設備下判定，特以發芽率及圓形濾紙圖形顯示方法[1,8]，以雞糞、豬糞及污泥堆肥爲材料的例子，進行腐熟度判定。

(一)發芽率試驗方法

5 % 濃度萃取液做爲發芽率試驗：萃取液是由風乾堆肥樣品 5 g 盛於三角瓶，加 100c.c. 水，並置於 80℃ 恆溫水箱，振盪 1 小時，冷卻後以紗布及濾紙過濾之；試驗方法是抽取萃液 10c.c.，注入培養皿之濾紙上，撒播蘿蔔種子 50 粒，於 20℃ 種子發芽恆溫箱經三天，觀察發芽率。發芽率 100% 表示堆肥腐熟度最完全，試驗結果雞糞堆肥在醱酵前（ 0 天）爲4.2%，第 10 天爲 91.6%，32 天爲95.8%，堆肥醱酵第 10 天以後，對種子已不產生危害，可視爲已腐熟堆肥。豬糞堆肥在醱酵 0、7、15 天分別爲 91%、97%、100%，由於醱酵前就不會爲害種子之發芽，故不能提供豬糞堆肥腐熟度之判定，另污泥堆肥以發芽率試驗亦可判定其腐熟與否，其發芽率，在污泥添加稻殼組於第 21 天爲100%，而污泥添加豬糞堆肥組於第14 天亦爲 100%。



圖十三　堆肥醱酵期間有機質剩餘率

Fig 13. Residual percentage of organic matter during composting.

(二)圓形濾紙圖形顯示判定法(paper Chromatograph method)

濾紙預先以 0.5% 硝酸銀溶液浸泡，烘乾待用；測試堆肥材料 1 g，加入 100c.c. 0.1N 苛性鈉溶液，取上澄液吸入濾紙，呈顯齒狀突起圖形，明顯者爲已腐熟堆肥。未顯示齒列狀突起而呈圓滑者爲未腐熟堆肥。雞糞堆肥經醱酵第10 天，豬糞堆肥在第 15 天，污泥堆肥在

14～21天，於硝酸銀濾紙呈現很明顯之齒狀突起，表示腐植酸（Humic acid）之生成，可判定堆肥已腐熟，如表四。

表四　用發芽率法及圓形濾紙法判定堆肥腐熟度
Table 4. Using germination index and paper chromatograph method to determine maturity degree of composts.

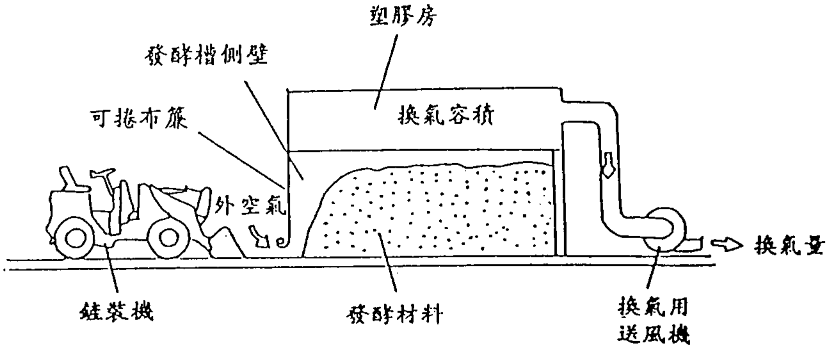
Method	Chicken compost	Pig compost	Sewage compost
Germination index	Suitable	Unsuitable	Suitable
Paper Chromatograph method	Suitable	Suitable	Suitable
days needed for maturating compost	10	15	21(+rice hull) 14(+maturity compost)

堆肥場脫臭

堆肥化過程將產生多種成份之臭氣如氨氣 (NH_3)、三甲胺(($CH_3)_3N$)、甲硫醇(CH_3SH) 及硫化氫 (H_2S) 等。而脫臭的方法有很多種，如藥劑法、稀釋法、火力乾燥法等，雖曾被採用，但或爲暫時性，或爲不容易達到脫臭效果，或成本太高等缺點，目前常被使用的方法有水洗法、吸附法、土壤脫臭法，試驗結果報告如下。

一、臭氣發生源之封閉及抽送方法[1,2,3,4,8]

因應臭氣污染的對策，首先必需考慮臭氣發生源之封閉，不可外洩，其較經濟的方法是採用塑膠房封閉。另在塑膠房末端設置一個換氣口，以鼓風機強制抽氣，送入脫臭槽脫臭。如圖十四。



圖十四　堆肥臭氣源頭封閉及脫臭示意圖
Fig 14. Process of deodorization system

二、脫臭方法

(一)木屑及土壤脫臭法

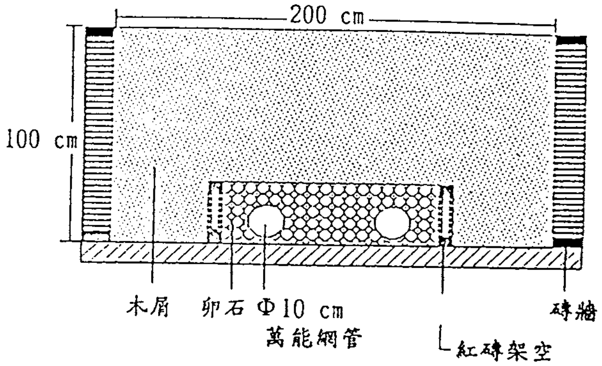
1.脫臭槽建造：

(1)木屑脫臭槽之建造：

其構造如圖十五，牆壁爲磚造，面積 10 m^2（寬 2 m、長 5 m)容積爲10 m^3（高 1 m）底層裝設直徑 10 公分之多孔風管二支，並舖 30 公分厚之卵石，上層全部塡裝木屑。

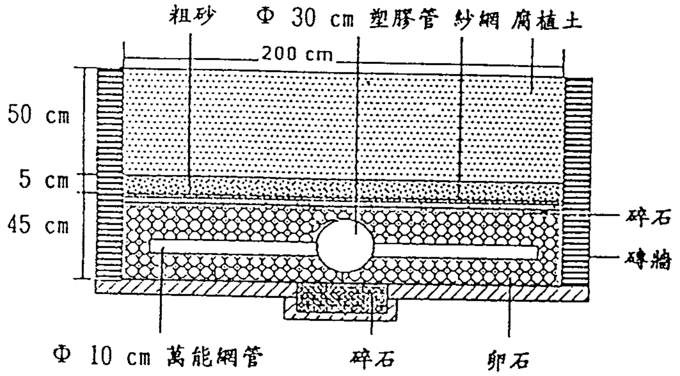
(2)土壤脫臭槽之建造：

其構造如圖十六，牆壁爲磚造，由下而上塡裝 45 公分厚之卵石，卵石上面以碎石平舖，上層再舖以 5 公分厚之粗砂粒，最上層爲有機土壤，厚度50 公分，共有四層，槽內裝設有直徑 30 公分之主風管及直徑 10 公分之支風管，平均分配於全槽，爲臭氣通過土壤之通道。



圖十五　木屑脫臭槽剖面圖

Fig 15.　Cross section of sawdust deodor chamber.



圖十六　土壤脫臭槽剖面圖

Fig 16.　Cross section of soil deodor chamber.

2.脫臭效率：

木屑及土壤脫臭效率良好如表五，去除氨及三甲胺之效率均爲100％。

( )水洗法脫臭

在台南縣欣達農牧場設置蛋雞堆肥場水洗塔脫臭設備，進行脫臭效果測試，本場養雞數130,000 隻，每日生產糞量 13 噸，以橫軸迴轉攪拌機械式製作堆肥，35 天醱酵結束，惟醱酵過程中產生高濃度臭氣，已設置完成水洗塔脫臭設備，直徑 2.0 m，高 5.0 m，其構造包括臭

氣輸送用鼓風機 25 HP 一台、水洗噴霧頭、PP 填充物及水洗池 2.64m^3 等，而堆肥舍牆壁全部以鐵皮及塑膠布封閉，堆肥舍全部容積 3,920m^3 (寬 13.8 m，長 80 m，高3.55 m) 將其產生的臭氣以鼓風機抽經水洗塔，臭氣與噴霧水接觸溶在水中，測試排放空氣所含臭氣之濃度及脫臭效率如表六。

表五 木屑及土壤脫臭效率

Table 5. Efficiency of odor removed by sawdust and soil.

Odorous gas	Sawdust			Soil		
	A	B	C	A	B	C
	ppm	ppm	%	ppm	ppm	%
NH_3	20～340	0	100	20～360	0	100
$(CH_3)_3N$	16～200	0	100	8～180	0	100
H_2S	*			*		
CH_3SH	*			*		

A：Before deodorizing. B：After deodorizing.
C：Deodorizing efficiency. *：below 0.1ppm

表六 水洗塔脫臭效率

Table 6. Efficiency of removing odor by water wash tower

Days after water washing	NH_3 before deodorizing (ppm)	NH_3 after deodorizing (ppm)	Deodorizing efficiency (%)
1	88	18	79. 2
2	163	40	75. 5
3	160	90	43. 8
4	140	55	60. 7
5	110	40	63. 7
6	280	233	16. 7

堆肥成分

豬、牛、雞糞等製作堆肥，其成分依原料、調整材之種類、添加量等有差別如表七，一般均含有豐富的有機質，氮、磷、鉀、鈣、鎂等，而有機質含量52.7 %～85.2%，以雞糞52.7%最低。重金屬中銅55～258ppm，以污泥堆肥258ppm最高(7)。

表七 堆肥成分

Table 7. The compositions* of several composts

Compost	pH	O.M.	N	P	K	Ca	Mg	Zn	Cu
		%						ppm	
A	6.9	51.3	2.4	1.0	0.4	4.2	0.5	643	153
B	7.6	51.3	3.2	11.5	0.4	15.6	1.4	1000	170
C	7.9	77.6	2.4	5.5	1.7	4.3	2.4	691	63
D	8.3	71.6	1.4	3.8	3.1	3.3	0.9	334	143
E	7.5	65.0	1.9	2.3	1.7	5.5	1.3	390	55
F	7.1	63.2	2.3	2.9	5.0	3.0	2.3	300	71
G	7.7	50.0	2.2	9.2	4.6	14.3	1.8	770	126
H	7.1	55.2	2.0	6.3	4.5	8.6	1.6	940	215
I	8.0	60.6	2.2	5.6	0.6	7.9	0.8	1900	258

* : Composition content is dry base.
A : Pig feces compost I. B : Pig compost II.
C : Pig feces + rice compost I. D : Pig feces + rice compost II.
E : Cattle feces + processed sugarcane residue.
F : Cattle feces + rice hull compost. G : Broiler feces compost.
H : Broil feces + rice hull compost.
I : Sewage sludge + rice hull compost.

結 論

一、農畜產廢棄物堆肥化處理，需控制適當含水率60～65%、充足的氧氣、以機械翻堆，送風式堆肥可促進微生物對有機質之分解、合成，縮短醱酵期間，送風量以材料每噸每分鐘 200 l 爲宜。

二、堆肥化方式，因勞力缺乏已趨向機械化操作，橫軸迴轉攪拌式及杓子式翻堆機械已有商品出售，惟須注意機械性能及故障率，送風式堆肥舍方式利用鏟裝機定期翻堆則可減少操作維護費。

三、堆肥品質管制，在良好醱酵情況下醱酵所需期間，純雞糞需 2 週，豬糞及牛糞需 4 週，但如混合稻殼則需約 6 週，混合木屑，甘蔗渣則需約 14 週，且需經二次醱酵約 30 天完成，廢棄菇類木屑＋雞糞（4：1）約需 8週，經濟製造蔗渣堆肥約 5 個月。發芽率試驗可判定雞糞及污泥堆肥之腐熟度，圓形濾紙圖形變化可判定雞糞，豬糞及污泥堆肥之腐熟度。

四、堆肥場臭氣之脫臭方法以木屑脫臭方法較實用，材料取得容易，脫臭效率良好。水洗方法之脫臭效率，經 6 天自 79.2% 降到 16.7%，效率較差。

參考文獻

1. Harada. Y., K. Haga. K., osada. T., and koshino. M. el al. 1991. Quality aspects of animal waste composts. 中華生質能源協會 豬糞尿處理與堆肥製造研討會論文專輯 54～76。

2. 簡宣裕 1993 菇類廢棄太空包木屑須經醱酵過程製成堆肥之原因 農藥世界 122：63～65。
3. 林財旺 1993 雞糞堆肥脫臭槽之試作及脫臭效果之測定 畜產研究 26：(1)7～16。
4. 黃啓民 1995 蔗渣堆肥 堆肥製造與利用 農委會、農林廳出版(編印中)。
5. 瑞穗尙 美齊津康民 山田豐 1985 豚ふんの堆肥化試驗 日豚研誌 20：11～9。
6. 林財旺 1987 送風管式豬糞堆肥製造法 豐年雜誌 37：13. 34～35。
7. 洪嘉謨 林財旺 李茂盛 顏念慈 1990 廏肥豬舍飼養肉豬試驗 中國畜牧學會會誌 19(3-4)：197～206。
8. 福森功 1988 ふん尿處理における臭氣の防止につて 養豚界 1988：35～39。

Utilization and composting of agricultural wastes and livestock feces

Tsai-Wang Lin [1] Shiuan-Yuh Chien [2]

Summary

The quantity of livestock feces was estimated about 12,773,800 tons, and agricultural waste, including rice hull, processed sugarcane residue, wasted mushroom sawdust, was about 2,009,950 tons, 1993, in Taiwan.

Now, goverment is trying to solve the agricultural waste and livestock feces problems by providing farmer with finance and technique to make compost. So, strengthening consult of technique, enlarging extension work of making and utilizing compost become very important. Maintaining good fermentation conditions, during composting process necessaried for producing good quality compost, were suitable moisture content, C/N ratio, enough air flux.

The C/N ratios of livestock feces were smaller than 30：1, and they could be composted directly. But the C/N ratios of agricultural wastes were always larger than 30：1. So,they must be adjusted C/N ratio below 30：1 with nitrogen sources before composting.

Generally speaking, The time durations, needed for composting, were followed in the sequence：processed sugarcane residue (5 months) > wasted mushroom sawdust (8 weeks) > cattle feces, swine feces (3 weeks) > chicken feces (2 weeks). Composting processes now are improved to be automatic systems, for saving labor and reducing composting period.

Two methods, germination rate test and paper chromatograph test, were used to assess compost maturity degree, in the paper. Experimental data showed that the second method was more reliable than the first one.

When agricultural wastes were used for composting, the odors were hardly presented in the process. But the odors of composted livestock feces were strong. Currently, the odors were removed by sawdust adsorption method, soil adsorption method, and water washing tower method. The former two methods removed ammonia gas completely from composted materials, and the third method only removed 16.7%～79.5% ammonia gas.

Key word: Compost, Fermentation, Deodorizing, Compost maturity degree.

[1] Associate Researcher, Depart. of Management, TLRI, Hsinhua, Taiwan, ROC.
[2] Assistant Researcher, Depart. of Agricultural chemistry, TARI, Taichung, Taiwan, ROC.

有機物對作物生產的功能

洪　崑　煌*

摘要：有機物對作物生長的影響，是間接且並非必要的。因其本來也是動植物體的分解而形成，其中必有植物生長所必需的元素，可扮演供應必需要素的重要角色。尤其是其中所含的氮素，經微生物的礦化、生物化作用而在供應量、速度及時期上的微妙調節作用，如善加以運用，可提高作物產量及品質。因此有機物的功用之一大半可歸功於其所含的氮素。本文僅將有機物在土壤中之集聚、分解過程由化學速度論觀點加以探討，從此指出有機物對作物要有貢獻，必需經礦化而釋出其養份。加入速度與分解速度相平衡，則土壤所集聚有機物量並不一定高，但已充分發揮其功效。

關鍵詞：有機物，分解與集聚

一、有機物在農作物生產上的角色

植物生長，並不需要有機物，是科學常識。因此有機物對植物生長的功能，都是間接的，都是透過其對土壤的理、化及生物學性質的影響，而影響植物的生長。但是因為人類自古懂得農耕來生產作物以來，土壤生產作物的能力，一直都是靠農場廢棄物及人、家畜家禽排泄物，將其歸返於土壤來維持幾千年之久。縱使在文藝復興後的歐洲，經科學方法證明植物的無機營養說，化學肥料之發明而使農作物產量增加好幾倍，農家及一般人認為有機物對作物生長扮演很重要的角色，相當根深蒂固。

在化學肥料發明以前，有機物的最重要的功能，就是提供作物生長所需的養份。因為有機物來自於植物，本來就含有植物生長所需的所有養份，可說是一種完全肥料。不過多半是經過一次利用，如人及家畜食用後之排泄物，或是生產目的物被取走之後之剩餘部份，或經過人為處理過者，未必都含有完整的養份，不能一概而論。一般堆廏肥的無機成份示於表一。表二則表示有機物材料經過堆製成堆肥之後，其前後成份之變化情形。

所以如要做為養份供源，就必須對每一批材料分析調查及養份含量情形。最近則因為了特殊目的而曾被加入一些外來物質，特別是重金屬，所以還要注意其存在量是否會引起毒害作用等。

表三列示各種作物在所示收量水準下，每公頃需吸收的要素量。由此表可知，如要由表一之平均組成之堆肥供應每公頃6公噸稻谷(需氮量84.55 kg ha^{-1})，需要21.6公噸，約等於一般日本水稻田所推薦的堆肥施用量。

* 國立臺灣大學農業化學系教授

表一、一般堆廄肥無機成份含量表
Table 1. Mineral contents of common compost.

無機成份	平 均	最 高	最 低	無機成份	平 均	最 高	最 低
水 份	75.1	93.2	39.6	鈣	0.45	1.49	0.08
pH	7.9	9.4	5.9	鎂	0.13	0.49	0.02
碳	7.9	13.3	1.4	鈉	0.13	0.45	0.01
氮	0.39	1.07	0.07	矽 酸	4.5	16.4	0.01
C／N	20.3	46.0	4.7	錳	248*	600*	41*
磷酸	0.19	0.57	0.03	硼	1.9*	11.9*	0.3*
鉀	0.70	2.22	0.09				

*印之含量以ppm表示，餘除pH外均爲百分率。(轉錄自鬼鞍，1985)

表二、堆肥原料與成品之無機成份比較
Table 2. Compositions of composts and their raw materials.

	牛糞		豬糞	
	處理前	處理後	處理前	處理後
水份	81.2	40.4	73.9	9.1
灰份	3.0	41.3	4.3	22.4
全碳	6.00	8.39	11.69	34.8
全氮	0.34	0.88	1.39	3.72
C/N	17.6	9.5	8.4	9.3
P_2O_5	0.41	1.05	1.46	7.2
K_2O	0.08	0.35	0.37	2.31
CaO	0.37	0.76	0.95	4.76
MgO	0.17	0.60	0.32	1.81
Na_2O	0.04	0.14	0.13	0.88
SiO_2	1.4	33.3	0.69	3.06

二、有機物必須分解，才能釋放其所含養份給植物

土壤有機物的含量，常被視爲土壤肥沃度的指標。臺灣農田因長期施用化學肥料，土壤有機物含量低，是大家做爲土壤劣變的重要依據之一。但土壤有機物含量水準，是加入速率與分解速率之差額所決定者。我們如果每年加入一定量的有機物，即是一種零級反應；而有機物的分解過程，則可視爲與其含量成比例的一級反應。設土壤有機物含量爲C，時間爲t，加入速率常數爲

Ki，分解速率常數為K ，則

$$dC/dt = K_i - K_d C$$
$$\ln(K_i - K_d C)=\ln(K_i) - K_d t$$
$$C = K_i/K_d[1 - \exp(-K_d t)]$$

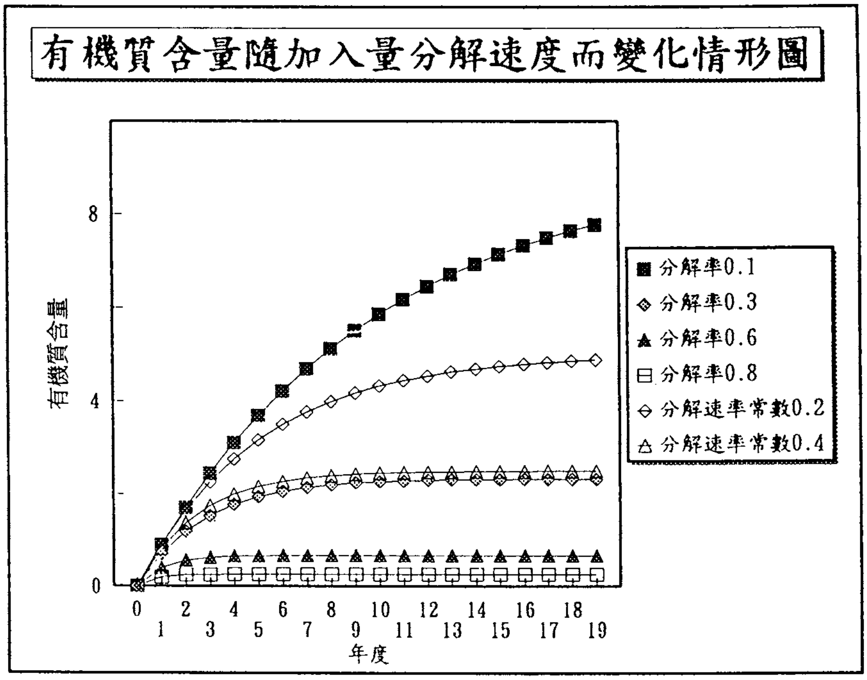
如果已經達到穩定狀態(dC/dt=0，或 t)則有機物含量維持不變：

$$C = K_i/K_d$$

另一種想法，即假設每年加入量為M，每年加入量之a部份分解，則每年剩下部份為(1-a)，則第t年時之有機質含量將為：

$$Ct= M[(1\text{-}a) + (1\text{-}a) + (1\text{-}a)2 + ...+ (1\text{-}a)t]$$
$$= M(1 \text{-}a)[1 - (1\text{-}a)t]/a$$

將此二方程式繪圖可得曲線如圖一所示。每年施用一定量的有機物，分解速率愈快，累積的有機質量愈少，也愈快達到穩定值，但由有機質供應的養份則愈多。事實上每當有機物加入後，即時開始分解，故土壤有機物量上升後在短時間內急速下降，是故有機質的累積應該是像鋸齒般做小幅振動，而徐徐上升，如圖二。



圖一、每年加入一單位量有機物後，有機物累積與分解率之關係

Fig. 1. The relationship between the accumulation of soil organic matter under constant annual addition of organic material and the decompositon rate.

表三、各種穀類作物每公頃要素吸收量

Table 3. Amounts of nutrients needed to produce crops at varous yield levels.

作物	收量	N	P_2O_5	K_2O	CaO	MgO	資料來源
	(kg ha^{-1})						
水稻	5,000	70.46	39.76	65.96	12.7		1
	6,000	84.55	47.71	79.15	15.3		1
	7,000	98.64	55.66	92.34	17.8		1
	2,000	40.00	30.00	30.00	20.00	10.00	2
	3,000	60.00	45.00	45.00	30.00	15.00	2
稻谷	2,500	30.00	13.00	9.00	1.0	5	3
稻桿	3,500	20.00	9.00	32.00	19.0	7	
稻谷	5,000	60.00	26.00	19.00	3.0	9	
稻桿	7,000	40.00	18.00	65.00	38.00	14	
小麥							
谷	1,000	16.00	9.00	5.00	1.0		3
桿	1,800	9.00	4.00	17.00	5.0		
谷	2,000	32.00	17.00	10.00			3
桿	4,000	18.00	8.00	36.00			
玉米							
谷	2,500	40.00	14.00	9.00	0.8	4.8	3
桿	5,000	38.00	15.00	82.00	25.0	13.0	
谷	4,000	64.00	23.00	15.00	1.2	7.6	3
桿	7,000	53.00	21.00	115.00	34.00	18.2	

1. Borasio, L., 1965. Rice manuring, tr. from Fr. to Eng. by G. Herrard and P. Ronayne, Cent. Infor. Docum. Prod. Phosph. Thomas, Brussels, Belgiium.
2. 同上
3. Scharrer, K. and H. Linser, 1965. Handbuch der Pflanzenernaehrung, III(1), Springer-Verlag, Wien, New York.

由圖一可知，土壤有機質含量，在每年加入等量有機物，如經充份久的時間之後，會趨向於一定之平衡值，分解速率快的地方，其值會低，分解慢，則會有較高的平衡值。但達到平衡值之後，每年加入量與分解量相等，因此不論分解速率之高低，有機物所供應的養份量必定等於有機物所帶入土壤之量。因此，土壤有機質含量的高低，雖可表示其養份含量高低，但不能表示對作物體實際上能提供的養份量。作物能得到的養份量，端視每年施用的有機物所含的養份量而定。達到這個穩定狀態後，有機物對作物之功能，就與一般化學肥料一樣了。

三、有機氮的礦化作用

有機物中植物養份含量，通常以氮素爲最多，施用有機物，一般也是當做氮肥爲主，因此其礦化過程，實有左右所施有機物之功能的決定性因素。

有機氮的礦化速率，常可用一級反應來描述：

$$N=N_o[1-\exp(-kt)]+c$$

而其中k是礦化速率常數，N爲到t時間內所礦化的氮量，No則能礦化出來的氮的最高量。一礦化速率係數，爲溫度與活化能的函數：

$$k = A\exp(-Ea/RT)$$

式中 A 爲一常數，Ea爲活化能，RT爲氣體常數與絕對溫度的乘積。

決定礦化速率的因子，實很多，如有機物本身來源、組成、處理方法、施用方法、土壤性質、水份含量、溫度等等，要掌握施用於土壤後的礦化作用經過，很不容易。目前，受大家注意的是，上式中的N_0的估計，N_0即是在實驗條件下可能礦化的氮的最大量，名爲可礦化氮量(potentially mineralizable nitrogen)。但此量因測定的方法，例如浸水狀態或旱田狀態而有不同。

氮之礦化過程，也會因土壤的前處理而有不同，如將土壤風乾到某一程度，此後浸水孵育，則初期礦化速率較未經風乾處理者爲快，名爲乾土效應。水稻栽培期間的晒田處理，其增進水稻生長效果，被歸因於此乾土效果引起的氮的礦化作用，提供水稻生長所需之氮。乾土效應之產生，需要將土乾燥至pF4上下，其效應大小與乾燥程度成比例。

上野等(1990)利用化學動力學解析法，建立土壤氮素礦化預測系統，用於預估水稻栽培期間氮素之礦化經過。礦化過程的速率常數等參數值，是經由實驗室內孵育試驗匹配於$N=N_0\ [1-\exp(-kt)]+B$單純模式求得，並以誤差平方和爲最小之條件，求出k及Ea。水稻田栽培作業開始前，採樣測定乾燥程度，以比例分配法推測與其相當之實驗室測定結果，匹配於

$$N=N_{oq}\ [1-\exp(-k1t)]+N_{os}\ [1-\exp(-k2t)]+B$$

之單純平行型模式。後者單純平行型模式中第二項之參數值，是由未經乾燥的田土之孵育試驗求得。以此求得的前項的參數值及田間土壤實測溫度，計算在田間某日之礦化土量。其在1987年及1989年所做之預估情形，示於圖三。

在礦化作用的測定中，所釋放出來的無機氮，在孵育試驗中會再被微生物吸收利用，也會受硝化、脫氮作用，孵育時間久後，無機氮量會轉趨於減少。在田間狀態下，因有作物吸收，無機氮量將不至於累積到實驗室內所測到的程度，是故要測到未受微生物固定的總礦化量，才比較有意義。鳥山等(1988)用氮十五標識硫酸銨之加入，用於估算總礦化氮量，求得如表四之結果。

由表四的結果，可知風乾處理在浸水後礦化速率很快，但日數增多而減低，生物固定速率則略保持一定。濕潤土壤經浸水後，礦化速率不大，日數增多而有增大的趨勢，而生物固定速率在浸水之初甚小，也隨日數增多而增大，生物固定率也隨日數增多而增加，但濕潤土與風乾土之間並無明顯的差異。

表五則示溫度愈高，礦化速率、生物固定速率均增加，但礦化速率增加較大，因此淨礦化速率也隨溫度增加而增加，生物固定率則隨溫度增加而減小。

表四、浸水孵育前土壤水份狀態對礦化及生物固定速率之影響

Table 4. Effects of soil moisture status of presubmergence and incubaton on the nitrogen mneralization and immobilization rates.

土　壤	浸水日數	淨礦化速率 ($V_{ma}-V_{im}$)	礦化速率 (V_m)	生物固定速率 (V_{im})	生物固定率 (V_{im}/V_m,%)
濕潤土	0	0. 11	0. 20	0. 09	45
	7	0. 14	0. 29	0. 15	52
	13	0. 14	0. 38	0. 24	63
風乾土	0	0. 46	0. 77	0. 31	40
	7	0. 37	0. 70	0. 33	47
	13	0. 18	0. 51	0. 33	65

表五、培養溫度對土壤氮之礦化及生物固定速率之影響

Table 5. Effect of incubation temperature on the nitrogen mineralization and immobilizaton rates.

孵育溫度	氮淨礦化速率 (V_m-V_{im})	礦化速率 (V_m)	生物固定速率 (V_{im})	生物固定率 (V_{im}/V_m, %)
20	0. 032	0. 07	0. 033	51
25	0. 065	0. 13	0. 061	48
30	0. 13	0. 21	0. 080	38
35	0. 25	0. 32	0. 062	20

以上實驗結果表示，有機物要發揮其供應養份的能力，有許多因子之影響要加以考慮。

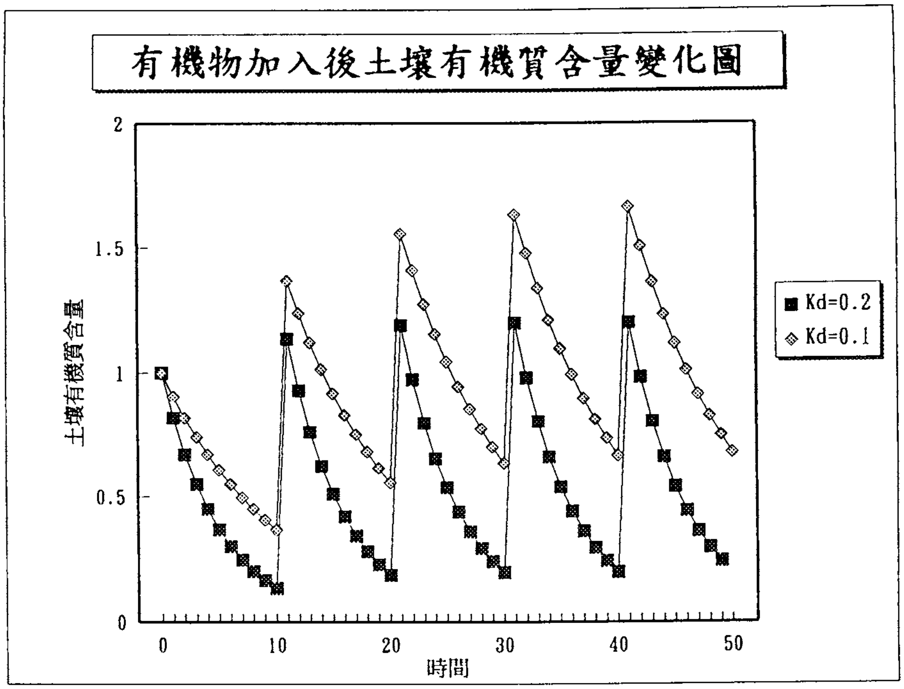
其中較重要者有：有機物的碳氮比及溫度、水份之影響。例如Williams等(1968) 施用不同含氮量的稻稈於水稻田，稻稈氮含量爲0.46%者，施用2.0 或4.0 tons ha^{-1}都有減產之結果；氮含量爲0.56%者，施用量 2.0及4.0 tons ha-1則均與不施者無顯著的差異，如配合氮含量爲 3.87%的vetch，補充氮到60 kg N ha^{-1}，則不論稻稈氮含量多少都有增產效果，單用vetch提供60 kg N ha^{-1}時之產量最高，氮的回收也最高(表六)。

此表顯示通常施用新鮮有機物時之兩個問題：(1)新鮮材料之碳氮比較，在土壤中分解初期因無機氮的生物固定作用引起作物缺氮；(2)新鮮材料在分解初期之小分子中間產物之毒害。在一般田間試驗當中，並不能將此兩種效應分開而論其何者較重要，然室內研究常示後者的影響相當顯著，這也是一般新鮮材料必需堆置一段時間，使其進行發酵，消除可能有害的小分子量中間代謝產物，同時也降低碳氮比。

四、有機物改善土質的功能

除供應作物所需養份之外，有機物會提高土壤的陽離子交換容量，保水容量，促進團粒構造之形成，因而增加氣水通透性，對黏重土壤可減低其粘著性及乾燥時避免硬度太高、在地表結皮等的不良性質；對砂質土壤則改善其鬆散性、增進保水、保肥等功能，但個別功能的量化不容易，其對作物生產上的供獻程度，也不容易明確評估，其經濟效益更是無法估計。

亞洲蔬菜研究發展中心十年連續施用堆肥的實驗結果如表示：土壤總體密度降低12％，也即是表示孔隙度增加（圖四）。與孔隙度有連帶關係的性質，例如通氣性改善了48％，水分入滲速率（infiltration rate）也在初其濕潤土壤完成之後，有顯著的改善，有效水分含量也提高（圖五）。對於土壤硬度也有改善，也能達到耕犛層以下（圖六）。



圖二、每年加入一單位量有機物，在不同分解速率常數下有機物消長的情形。10單位時間為一年。
Fig. 2. The fluctuaion in soil organic matter level under annual addition of constant amount of orgainc material and various decomposition rate.

五、有機物之應用

有機物是農業生產上可利用的資材。其使用方法及量自應隨目的而不同。如要做為供應養份為目的，則其養份含量及在土壤中釋放養份的過程，是決定施用量、時期、位置等因素。雖然所牽涉的因子錯雜，但已有不少學者在探討各種動力學模式之應用可能性，將有助於預估並解決各種有機質資材當做肥料使用時之各種問題。化學肥料比之於西藥的話，有機質肥料實可比為中藥。對問題土壤尚找不出適當的改善措施時，有機質肥料之施用，可望有某種程度的改善。

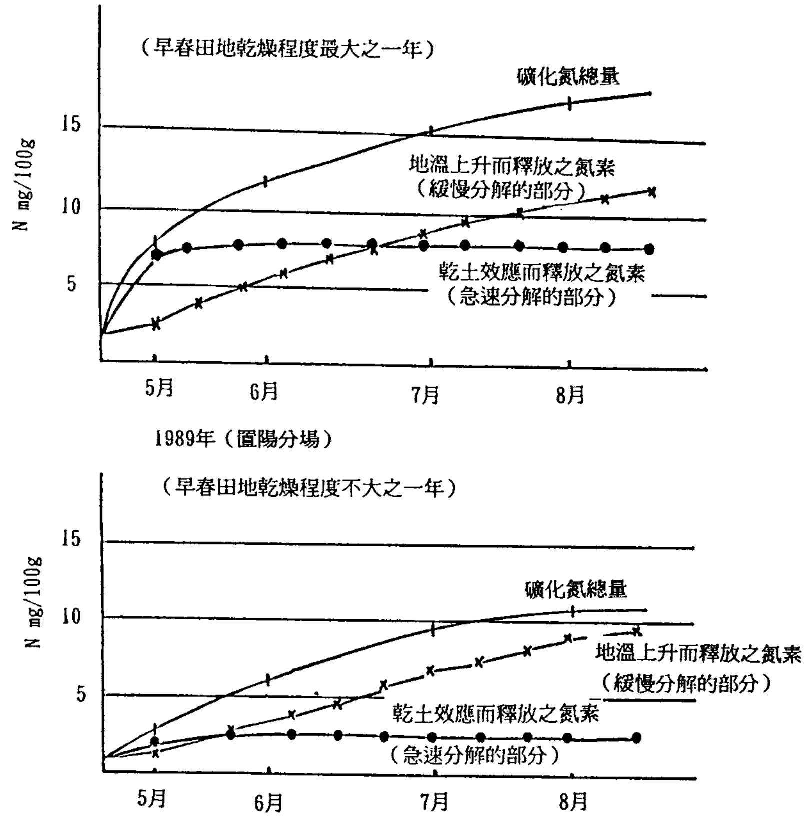
表六、稻桿及vetch之施用對稻谷及稻草產量及氮回收量之影響

Effect of applying rice straw and vetch on the yields of rice grain and straw and nitrogen recovery.

用材料及其氮含量，	稻谷		稻桿		N 回收量	
ton ha^{-1}	ton ha^{-1}	N %	ton ha^{-1}	N %	kg ha^{-1}	N %
對照	3.2	1.04	2.9	0.56	-	
0.46% N 之稻桿						
2 ton ha^{-1} ,(18N)	2.6	1.17	2.2	0.60	-5	-26
4 ton ha^{-1} ,(37N)	2.8	1.05	3.0	0.55	-3	- 8
0.55% N 之稻桿						
2 ton ha^{-1} ,(22N)	3.0	1.02	2.8	0.51	-4	-18
4 ton ha^{-1} ,(44N)	3.3	1.03	3.0	0.56	1	2
0.46% N 之稻桿						
2 ton ha^{-1}(18N)+ vetch(60N)	4.8	1.04	4.0	0.54	20	33
4 ton ha^{-1}(37N)+ vetch(60N)	3.8	1.04	3.5	0.53	8	13
0.55% N 之稻桿						
2 ton ha^{-1}(22N)+ vetch(60N)	4.9	1.00	5.3	0.48	23	39
4 ton ha^{-1}(44N)+ vetch(60N)	4.3	0.98	4.0	0.46	10	17
vetch, .81 ton ha^{-1} (60N)	6.3	1.02	6.1	0.54	43	72
LSD 5%	1.0	N S.	1.0	N S.		

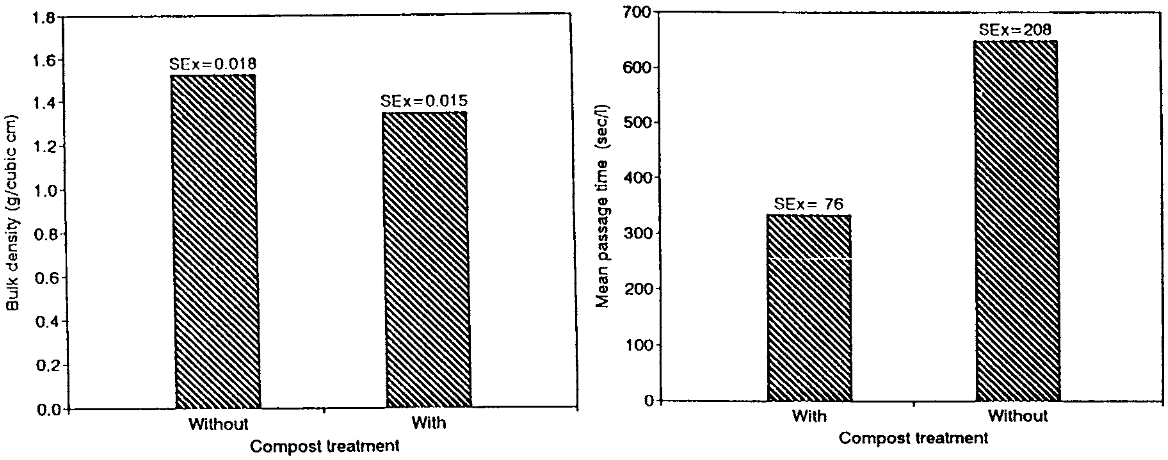
對土壤物理性的影響而言，直接間接參與構造之形成、促進保水、保肥力、氣水通透性之改善的，是名爲腐植質的物質。腐植質是有機物在土壤中分解而生成的、暗黑色膠狀物質，本身也會繼續被微生物分解。如要施用有機物改善土壤物理性，則現有資訊尚難於提供如何決定何種材料、其量及施用法的依據。但由表七可知不同來源之有機物有不同的化學組成，經堆肥化處理中，原來成份的殘留率最高者爲木質素（表八），因此木質素含量高的材料，應該比較有理。

從農學的觀點而言，由植物及土壤診斷找出需要補充的養份種類及量，然後決定要使用的肥料種類、量、施用時期、方法，可說是合羅輯的正攻法。只要功能明確可預期，有機或化學肥料都一樣可以使用於同一目的。



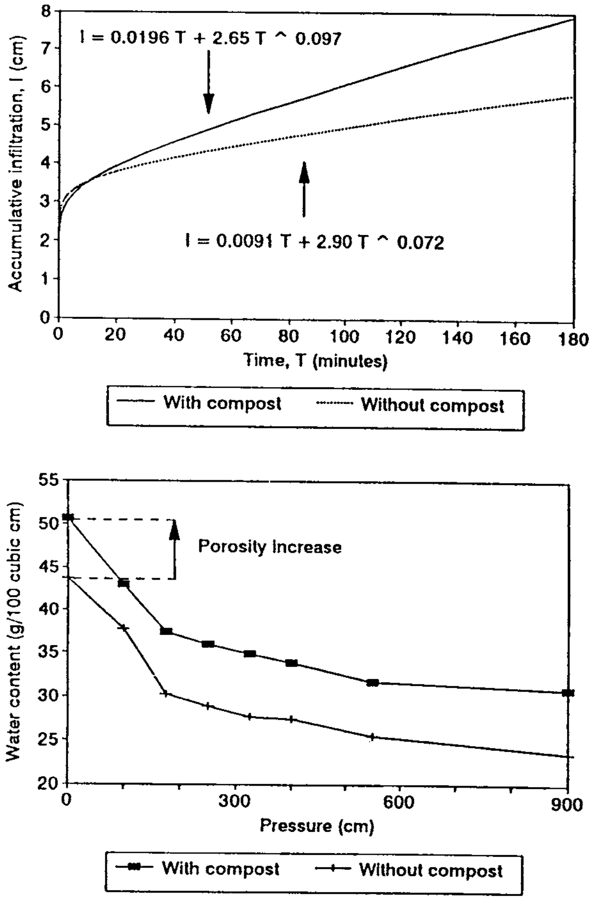
圖三、土壤氮素礦化總量分成乾土效應與地溫上升效應二部分，在不同年份之田間估算值(上野等，1990)。

Fig. 3. Field estimations of the effects of soil drying and temperature on the total mineralization rates of soil nitrogen in different years.



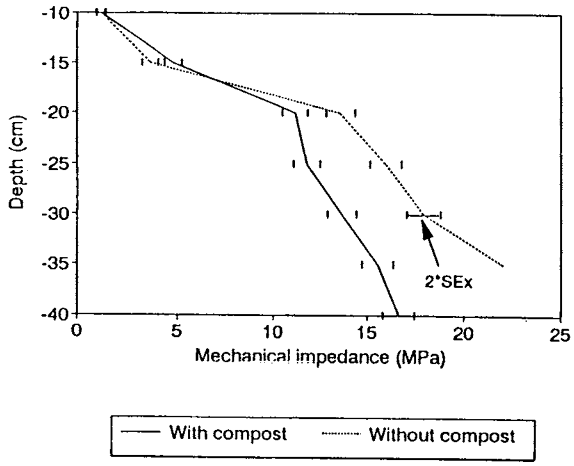
圖四、堆肥對土壤總體密度及空氣滲透時間的影響(AVRDC 1994 Progress Report)

Fig. 4. Effect of compost on the bulk density and air permeation time of a siol.(AVRDC 1994 Progress Report)



圖五、堆肥對水分入滲速率及水分在不同壓力下之吸持量之影響(AVRDC 1994 Progress Report)

Fig. 5. Effect of compost on the infiltration rate and moisture retention under various suction pressure(AVRDC 1994 Progress Report)



圖六、堆肥對土壤阻抗力之影響(AVRDC 1994 Rrogress Report)。

Fig. 6. Effect of compost on the mechanical impedance of soil (AVRDC 1994 Progress Report)

表七、常見有機材料之成份

Table 6. Composition of common organic materials

	全碳	全氮	C/N	灰份	粗澱粉	纖維素	木質素	粗蛋白
污泥	44.2	7.0	6.3	14.9	11.6	7.5	13.6	43.6
發酵牛糞	25.8	2.7	9.5	51.4	4.1	5.2	25.1	17.0
完熟堆肥	27.1	2.5	10.9	45.1	6.7	6.8	21.3	15.6
乾燥牛糞	30.9	2.0	15.5	39.8	10.9	15.9	17.3	12.4
中熟堆肥	31.4	2.0	16.1	37.7	7.9	13.4	25.4	12.2
樹皮堆肥	37.6	2.0	189.3	33.2	4.9	12.2	36.7	12.2
未熟堆肥	33.4	1.6	20.9	26.9	11.1	29.6	18.8	10.0
木屑堆肥	42.2	1.9	22.0	16.2	7.8	30.4	30.3	12.0
發酵製紙渣	31.0	1.1	28.5	43.3	4.2	15.7	24.2	6.8
水稻根	41.1	0.9	45.9	15.5	22.8	31.8	17.1	5.6
稻桿碎片	39.1	0.7	59.3					
稻桿粉末	39.1	0.7	60.2	12.8	25.0	37.0	11.2	4.1
稻谷殼	40.1	0.5	74.1	18.6	16.3	41.9	20.6	3.4
小麥桿	42.2	0.3	126	10.9	21.6	48.2	15.5	2.1
製紙渣	40.6	0.3	140	18.1	6.8	55.2	15.3	1.8
鋸木屑	50.4	0.2	242	1.3	10.9	48.2	30.5	1.3
試藥木質素	66.5	0.1	923					

註：全碳以乾式燃燒法，粗澱粉以0.7M鹽酸法，纖維素以漂白粉法，木質素則以硫酸法測定。轉錄自日本農林水產省農業研究一編：農耕地における有機物施用技術，第10頁。農林水產技術情報協會，1985。

目前對化學肥料對環境構成威脅，並相信化學肥料栽培的農產品對人之健康有不良影響，因而有不少人提倡有機農業。化學肥料對環境之污染威脅，究其原因主要在於施用過量、方法不當。如果農家能適時適量應用化學肥料，則對環境污染及產品品質的顧慮就應該可消除了。

有機栽培農產品品質及營養價值，是否確實比化學肥料栽培產品爲優，則尙需證明。要純以有機物栽培農作物，是技術上可做得到。畢竟我們的祖先以有機物材料栽培作物好幾千年了。但今日有機物來源複雜且不穩定，成份變化很大，與已往僅在農家及農地之間循環的情況大不相同。如果要使各種有機物發揮增進其促進作物生產之功能，我們尙需掌握其在土壤中演變的過程及影響其演變的因子，才能安心使用。我們還需要繼續研究。

表八、各種有機物資材及其堆肥化物之有機組成例(乾物%)

Table 8. Compositions of some organic raw materials and composts made from them.

有機物	處理	全碳	全氮	C/N	粗灰分	熱水可溶有機物	碳水化合物：半纖維素	碳水化合物：纖維素	碳水化合物：合計	還原糖率	木質素
稻桿	原料	41.3	0.8	51.0	18.8	11.6	20.6	24.7	45.3	43.9	7.7
稻桿	堆肥	25.7	2.2	11.5	51.0	19.3	6.3	3.9	10.2	15.9	8.9
稻桿	含量比	62.2	275.3		2.7	166.4	30.6	15.8	22.5		115.6
稻桿	殘存率	0.23	1.02	0.08	1.00	0.62	0.11	0.06	0.08	0.13	0.43
都市廢棄物	原料	40.8	1.6	24.9	23.6	22.1	9.6	25.6	35.2	34.5	14.8
都市廢棄物	堆肥	33.1	2.7	12.5	42.4	9.2	5.4	14.1	19.5	23.6	15.0
都市廢棄物	含量比	81.1	161.6		179.3	41.7	56.5	55.2	55.7		101.4
都市廢棄物	殘存率	0.45	0.90		1.00	0.23	0.31	0.31	0.31		0.57
雞糞	原料	33.3	5.0	6.7	24.6		22.2	4.5	26.7	32.1	8.9
雞糞	堆肥	27.4	3.3	8.2	46.5		13.5	2.9	16.4	23.9	9.5
雞糞	含量比	82.3	66.9		189.0		60.7	64.2	61.3		106.6
雞糞	殘存率	0.44	0.35		1.00		0.32	0.34	0.32		0.56
豬糞	原料	44.8	5.3	8.4	16.4		23.4	3.6	27.0	24.0	20.1
豬糞	堆肥	38.2	4.1	9.3	24.7		20.2	4.0	24.2	25.4	21.1
豬糞	含量比	85.3	77.1		150.6		86.8	113.5	90.1		104.7
豬糞	殘存率	0.57	0.51		1.00		0.57	0.74	0.60		0.70
牛糞	原料	32.9	2.0	16.2	16.5		23.0	6.1	29.1	35.4	20.5
牛糞	堆肥	14.1	1.5	9.5	69.3		4.4	1.1	5.5	15.4	7.3
牛糞	含量比	42.9	72.9		420.0		18.9	17.3	18.6		35.6
牛糞	殘存率	0.10	0.17		1.00		0.05	0.04	0.05		0.08
木質混	原料	40.9	1.2	33.0			18.9	25.4	44.3	42.1	22.9
木質混	堆肥	27.2	1.6	16.7			9.1	16.0	25.1	36.9	19.9
木質混	含量比	66.5	131.5				48.1	63.0	58.2		86.9
木質混	殘存率										
下水道污泥堆肥	原料	27.2	3.1	8.7	47.8	12.8	6.1	9.5	15.6	22.2	6.0
下水道污泥堆肥	堆肥	16.2	2.1	7.7	64.9	7.0	2.9	3.0	5.9	14.6	3.9
下水道污泥堆肥	含量比	59.6	67.1		135.8	54.7	47.5	31.6	37.8		65.0
下水道污泥堆肥	殘存率	0.44	0.49		1.00	0.40	0.35	0.23	0.28		0.48
樹皮	原料	59.6	0.3	207.3	6.2	7.1	11.7	21.9	33.6	24.9	38.1

參考文獻

1. 鬼鞍豐編：1985 土壤・水質・農業資材の保全 博友社，東京
2. 洪崑煌： 1989 有機農業之策略 有機農業研討會專集 61-68
3. AVRDC, 1995 The effects of compost on soil chemical and physical properties after 10 years of continuous cultivation. AVRDC 1994 Progress Report, pp343-352.
4. Houng, K.H. 1980 Mineralization of soil organic matter. Increasing nitrogen efficiency for rice cultivation. ASPAC-FFTC Book Series No. 18, Taipei.
5. Houng, K.H. 1994 Organic matter, pros and cons. Jour. Biom. Ener. Soc. Chin. 13:28-38.
6. 上野正夫・佐藤之信・熊谷勝巳・大竹俊博： 1990 速度論的解析 による土壤窒素發現予測システム 日本土壤肥料學雜誌 61:273-281
7. 鳥山和伸・宮森康雄： 1988 $^{15}NH_4$-Nを用いた同位体希釋法 による水田土壤窒素の無機化・有機化速度の推定 日本土壤肥料學雜誌 59:56-60
8. Williams, W.A., D.S. Mikkelsen, K.E. Mueller and J.E. Ruckman. 1968 Nitrogen immobilization by rice straw incorporated in lowland rice production. Plant and soil, 28:49-60

Contribution of Organic Materials to Crop Production

Kun-Huang Houng*

Summary

The contributions of organic materials to the crop production are mainly indirect and not indispensable. They are remnants of plant and animal bodies or wastes so that they contain essential elements needed for plant and animal growth, and thus they are important as sources of plant nutrients. Especially the nitrogen they contain undergoes microbial mineralizaton-immobilization processes in soils, greatly affect the maintenance of availablity to meet the crop needs, if skillfully managed they can be of great help in promoting crop growth. In this paper the accumulation-decomposition processes of organic matter in soils a rediscussed from the chemical kinetics point of view, and it is pointed out that the organic matter to contribute to the crop growth, it should be decomposed to release the nutrient elements it contains to the crop. When the addition and decompostion rates are equal, then the nutrients added to the soil through the organic material are completely made available to the crop, even if the organic matter level of the soil migt not be high.

Keywords: organic matter, accumulation and decomposition

* Professor, Department of Agricultural Chemistry, National Taiwan Uniersity, Taipei

臺灣地區土壤有機質含量及有機資材之施用狀況

郭鴻裕[1] 朱戩良[2] 江志峰[3] 吳懷國[4]

摘要：本文分別討論臺灣地區土壤有機質含量之地理分佈，比較臺灣地區歷次土壤肥力調查之土壤有機質含量變化趨勢並檢討本省農田有機資材之施用狀況，以明瞭臺灣地區之土壤有機質含量現狀並供爲擬訂有機資材施用策略之參考。

土地利用、氣候及土壤性質爲影響本省土壤有機質含量之主要因子。在中海拔之森林土壤有機碳含量可達67公斤／公尺／平方公尺，而一般農田之土壤有機碳含量平均約爲10公斤／公尺／平方公尺。水田或旱田之耕作亦影響土壤有機碳之含量。

以1967年與1994年之鄉鎮土壤調查資料比較土壤有機質含量，整體資料顯示臺灣地區土壤有機質含量有增高之趨勢，其原因歸諸於施肥量增加，及水田耕作次數增加，水稻根量殘留於土體中增加之故。另作者等認爲本省西南部農田土壤有機質含量因曾文水庫之完工，除非有新的耕作制度或方法之擾動，應已達一新的平衡點。

因本省化學肥料之便宜與精純，相對於有機資材之來源不足及施用費工與費時等，近三十餘年來農田施用堆、廏肥已大爲減少。統計資料顯示本省農田施用自給肥料公頃年均量由 1952年之20千公斤降成1993年之 1.6千公斤。惟近年來，政府鼓勵休耕田栽植綠肥及大力推廣有機肥之施用措施，農田施用自給肥料公頃年均量已漸增加。

關鍵詞：臺灣地區、土壤有機質含量、自給肥料

前　言

土壤有機質是土壤組成份之一部份，與土壤之生成、化育有密切之關係，同時亦關係土壤化學、物理及生物性質之表現。土壤有機質自古以來即是農學家之密切注意對象，尤其在化學肥料尙未發達之時代，主要爲提供作物養分之來源。在化學肥料發達後，另有部份人士研究土壤有機質之養分效應外之效果。

近年本省有機農業開始風行，加之農畜產廢棄物及社區廢棄有機物處理問題之產生，在國際上則對於全球氣候變遷與土壤碳含量之變化[1]，土壤劣化等問題之重視，故有機資材之施用與土壤有機物含量之變化再度成爲土壤肥料學之研究重點之一。

土壤有機質在土壤系統是以動態組成的方式存在，土壤有機質不斷的在土壤系統中進出，即是地球之碳循環中之一部份。討論土壤有機質是一個很嚴肅之課題，因爲目前存在土體中有部分

1.台灣省農業試驗所農化系副研究員
2.台灣省農業試驗所農化系助理
3.台灣省農業試驗所農化系約僱助理
4.台灣省農業試驗所農化系助理

之有機質之形成年代均以久遠。依據碳－14定年法曾測得土體中之有機質是8000年前所形成，土體中常可見的是在2500年內形成的有機質，一般土體中有機質形成年代則為200至600年之間[2]。因此土壤有機質之分解與積聚是一段歷史故事。

比較土壤有機質含量之變化是一項困難之工作，歸因於土壤有機質分類定義與測定之困難。Nelson等[3]將土壤有機質定義為包含有微生物細胞、不同分解階段之植物與動物殘體、從分解殘體組成之穩定腐植質及一些炭化之物質等。美國土壤學會則定義為新鮮與各分解階段之植物、動物與微生物之殘體及相對抗分解之土壤腐植質。又各種分析方法所測的土壤碳並不儘相同，由有機碳換算有機質之值亦有所不同，依土壤而異。故欲詳細瞭解土壤有機質之動態，需要有長期之定點監測計畫之執行才可有結果。

Haider 及Martin[4]認為大部分之土壤有機物質在土壤之反應皆為微生物之活動結果，王[5]等研究報告指出土壤膠體亦參與反應。影響微生物活性之環境因子皆影響死去之植物體分解成二氧化碳或轉化成土壤有機質之速度。這些環境因子包括：溫度、土壤溼度、氣體交換速度、有效養分及礦物膠體之構造。土壤化育及調查學者[6]等認為在自然狀態下，氣候因素為影響土壤有機質含量分佈之主要決定因素，因此對於NS係數或雨量因子與土壤有機質含量之關係等有諸多之討論。有很多証據顯示人類耕作及施肥手段而影響土壤中之有機質含量，在世界許多長期試驗更能凸顯此項事實。臺灣土地面積狹小，人口稠密，土地利用集約，對於農田土壤地力在長期耕作下是否造成地力衰退，常引起國人之高度關注。對於臺灣之農田地力現況及土壤有機質含量之變化趨勢有必要進行全盤之瞭解，以為全省農田土壤管理及農田利用策略之擬訂參考。

臺灣地區過去農田土壤之養分供給來源，有部分之養分是由通稱自給肥料所供應，自給肥肥料包括：綠肥、堆肥、人糞尿、禽畜糞、草木灰、稻草、燒土、稻殼及其它之相關物質，大抵皆是目前有機農業所可接受之養分供給源，但目前農村勞力缺乏，又此等自給肥料之養分含量偏低，故在臺灣地區農田單位面積使用量近年已急遽下降。此等自給肥料對於作物提供之養分量為何？對本省農田地力之維持性如何？經濟性又如何？回顧過去之歷程，將給我們新的省思。

一般認為綠肥具有固氮，磷、鉀肥之富集作用，改善土壤物理性，是一種養地作物及其他之副產效果，長久以來農學家咸認為綠肥可以提供氮素供應及增加有機質而增進地力[7]。王等[8]曾對臺糖公司之農田栽培綠肥作物策略進行評估，認為是不經濟的。時隔三十年，臺灣農業面臨新的挑戰，此時政府推行農田栽培綠肥作物之策略與預期目標應為何？此等課題皆有進一步討論之必要。

本文分別討論臺灣地區土壤有機質含量之地理分佈，比較臺灣地區歷次土壤肥力調查之土壤有機質含量變化趨勢兼論土壤酸化問題並檢討本省農田有機資材之施用狀況，以明瞭臺灣地區之土壤有機質含量動態並供為擬訂農田經營及有機資材施用策略之參考。

臺灣地區土壤有機質之分佈

一般認為影響土壤中有機質含量之因子包括：氣候、土壤質地及人類之活動，張[9]在臺灣土壤肥力概測調查報告指出上述之三因子大抵支配臺灣地區之土壤中有機質之含量。在討論臺灣地區之土壤有機質之分佈時，必需先瞭解臺灣之氣候概況。

臺灣地處熱帶、亞熱帶間，氣溫溫暖，平地地區年平均溫在21至23℃之間，一般六至九月平

均溫度為26至28℃間，十一至二月間平均溫度為15℃。在雨量方面，年平均雨量約為2,500公厘，但分佈並不均勻。西南部臺中臺南間沿海年均雨量在1,000至1,500公厘之間，淺山地區雨量年均量在2,000至3,000公厘間，若干迎風面地區雨量更可高達4,000厘米以上。臺灣南北兩端為全島雨量最多之地區，基隆地區年均雨量近3,000厘米，南行四公里之暖暖年均雨量為5,000厘米；恒春地區年均雨量約為2,200厘米，北方之大武山區年均雨量則為5,200厘米。各地之降雨期不一，南部地區以夏季為主，大約佔全年降雨量之80%，東北角地區則以冬季為主，但一般北部之四季降雨分佈較為均勻(10)。

1949年張(9)在全省各鄉鎮採集之一千兩百餘點之土壤樣品，並以Wilde比色法測定土壤有機質。彼等初抵臺灣，同時在舊有資料實屬缺乏之環境，對於臺灣地區農田土壤之肥力能有此輪廓，頗為難得。雖其部分觀點尚缺乏土壤母質及土地利用對土壤有機質之影響，但其報告之描述已足使大家對臺灣土壤有機質含量之分佈有完整之印象，將其調查結果摘略如下。

分析結果指出臺灣北部土壤有機質含量最豐，基隆河流域及淡水河北岸的土壤，表土有機質含量平均在3.5%以上，常達4至5%；認為是本區土壤質地較細，同時年均雨量加以氣溫略低於南部，土壤有機質較易積聚之結果。淡水河以南至新竹以北之紅壤區域，土壤質地頗細但較臺北盆地之土壤質地略粗，雨量亦在2,000公厘上左右，土壤有機質含量在2.5至3.5%之間，沿海地區土壤質地較粗以砂質壤土為主，雨量亦較內陸低約500公厘，故土壤有機質含量亦稍低約為1.5至2.5%之間。臺中、彰化地區除西南沿海地區土壤質地較粗外，其於土壤質地為坋質壤土或坋質黏壤土等較為黏重，氣溫雖稍昇高，但土壤有機質含量亦在1.5至2.5%之間，員林地區之土壤有機質含量甚可達2.5至3.5%之間。雲嘉南除地區除看天田（臺灣黏土）外，土壤大抵為中粗質地，沿海地區土壤更為粗質地，加以氣溫炎熱、乾旱，所以土壤有機質一般均較中北部為低；本地區之土壤有機質含量一般在1.5%以下，土壤較黏重地區則在1.5至2.5%之間，沿海地區則在1.0%以下。高屏地區氣溫雖較嘉南地區略高，但雨量亦較嘉南地區為高；高屏溪以北年均雨量約為1,500至2,000公厘之間，高屏溪以南年均雨量則約為2,000至3,000公厘之間。所以高屏地區之土壤有機質含量除南高接界之沿海地區在1.5%以下，一般土壤有機質含量在1.5至2.5%之間。蘭陽平原年雨量在2,500公厘左右，溫年均溫不及22℃，土壤質地頗為細密，故土壤有機質含量在2.5至3.5%之間。花東縱谷區年均雨量為2,000公厘，年均溫花蓮為22.5℃，臺東地區為23.5℃，但花蓮及縱谷區土壤大抵屬中、粗質地，而臺東平原土壤質地較為黏重，所以花蓮及縱谷區之土壤有機質含量在1.5至2.5%之間而臺東平原之土壤有機質含量在2.5至3.5%之間。

1959至1967年間臺灣省農業試驗所進行全面性的農田肥力測定(11)，全省共計採樣78,635個樣本，係至目前為止本省農耕地調查面積最完整之土壤肥力調查。本計畫之土壤有機質測定法採用修正Walkely及Black法。本次全省性之土壤有機質含量高低調查結果與1949年之趨勢相近，即桃園以北地區，以及大肚溪與濁水溪中間一帶之沖積土土壤有機質含量多屬中或高等級，其它地區之土壤有機質多屬低或極低。在東部地區除花蓮至瑞穗一帶，以及臺東卑南臺地之土壤有機物含量偏低，其它東部區域之土壤有機質含量多屬中或高等級。林(11)在報告中將分析資料採用Parker等的肥力指數法評估本省農田之土壤有機質肥力等級，認為土壤有機物含量除臺北、桃園、屏東、臺東、花蓮、宜蘭等縣屬於中等，其它各縣均偏低。報告中亦指出『全省農田土壤有機質含量約有14%屬極低等級（＜1%），50.8%屬低等級（1%－2%），26.9%屬中等級（2%－3%），僅有8.3%屬高等級（＞3%），換言之，約有2／3農田土壤中所含有機物屬於低下』者，本段

之最後一句話常被爲引述爲臺灣地區農田肥力低下之依據。

1978年至1981年間農試所、各改良場、中興大學、屏東農專及臺糖研究所等進行臺灣省土壤肥力能限分類規範調查研究，計採取5,730個樣品。將土壤整理區分爲九大土類，各土類之土壤有機質含量範圍及平均質如表一。依平均值高低排序依次爲：黑土、安山岩沖積土、低地腐質土及湖積土、板岩沖積土、東岸母岩沖積土、紅壤、片岩沖積土、臺灣黏土、砂頁岩沖積土。此乃不同母質來源之土壤物質對於土壤有機質之聚積能力不同故[2]，臺灣地區之耕地土壤有機質分佈規則應以土類、地勢、氣候因子及土壤質地等因素而決定。以板岩沖積土爲例，詳如表二，分佈在宜蘭、彰化及屏東地區之農田表土有機質含量，平均值分別爲3.2%、 2.5%及2.5%。而在屏東地區之細、中、粗質地板岩沖積土之土壤有機質含量分別爲3.1%、 2.2%及 1.6%，彰化地區則分別爲3.1%、 2.6%及 1.5%，其差異皆達極顯著水準。但在宜蘭地區之細、中、粗質地板岩沖積土之土壤有機質含量，如表三，分別爲3.4%、3.3%及2.1%，除部份位於高地、河灘砂地與濱海砂丘之粗質地土偏低外，其於土壤質地之影響差異並未達顯著水準。在中部地區之細、中、粗質地砂頁岩沖積土之土壤有機質含量分別爲2.2 %、1.8%及1.1%，差異達極顯著水準；南部地區之之細、中、粗質地砂頁岩沖積土之土壤有機質含量分別爲2.0%、1.7%及1.7%。在南部中、粗質地之土壤有機質含量平均值相同，此乃粗質地土壤有機質含量部分較高，因而影響中、粗質地間土壤有機質含量之差異性。由上述資料顯示中南部地區之板岩與砂頁岩土壤類別間之有機質含量有所不同，同土類之不同土壤質地之有機質含量亦同有差異。宜蘭地區因常年多雨且氣溫稍低，故雖同爲板岩沖積土，本地區其土壤有機質含量較中南部地區爲高；但在本區內因土壤排水相對不良，故土壤質地之差異並不造成土壤有機質含量之差異。由上述資料可知土壤類別、地勢、氣候因子及土壤質地等因素對土壤有機質含量影響之大小。

表一、本省各主要土類之土壤有機質含量（1980）

Table 1. Soil organic matter contents of the major soil groups in Taiwan （1980)

	土壤有機質含量 %				
	黑 土	安山岩沖積土	低地腐質土及湖積土	板 岩沖積土	東岸母岩沖積土
min	0.00	0.57	0.85	0.00	0.71
max	6.48	7.62	4.95	8.16	5.72
avg	3.61	3.48	2.96	2.78	2.54
std	1.49	1.12	0.91	1.03	1.14

	土壤有機質含量 %			
	紅 壤	片 岩沖積土	臺灣黏土	砂頁岩沖積土
min	0.29	0.38	0.79	0.00
max	5.75	5.52	4.91	7.62
avg	2.32	2.31	2.04	1.94
std	0.87	0.89	0.63	0.77

表二、宜蘭、彰化、屏東地區粗、中、細質地板岩沖積土之土壤有機質含量（1980）
Table 2. Soil organic matter content of the different soil texture in Ilan、Changhwa and Pingtung Slate alluvial soils.（1980）

	土壤有機質含量 %		
	宜蘭	彰化	屏東
細質地	3.4±0.7	3.1±1.0	3.1±1.0
中質地	3.3±0.8	2.6±0.8	2.2±1.1
粗質地	2.1±1.2	1.5±0.6	1.6±0.8

平均值±標準偏差

表三、臺灣中、南部地區粗、中、細質地之砂頁岩沖積土之土壤有機質含量（1980）
Table 3. Soil organic matter content of the different soil texture in the central and southern Taiwan sandstones and shales alluvial soils（1980）

	土壤有機質含量 %	
	中部	南部
細質地	2.2±0.5	2.0±0.8
中質地	1.8±0.7	1.7±0.6
粗質地	1.1±0.5	1.7±1.5

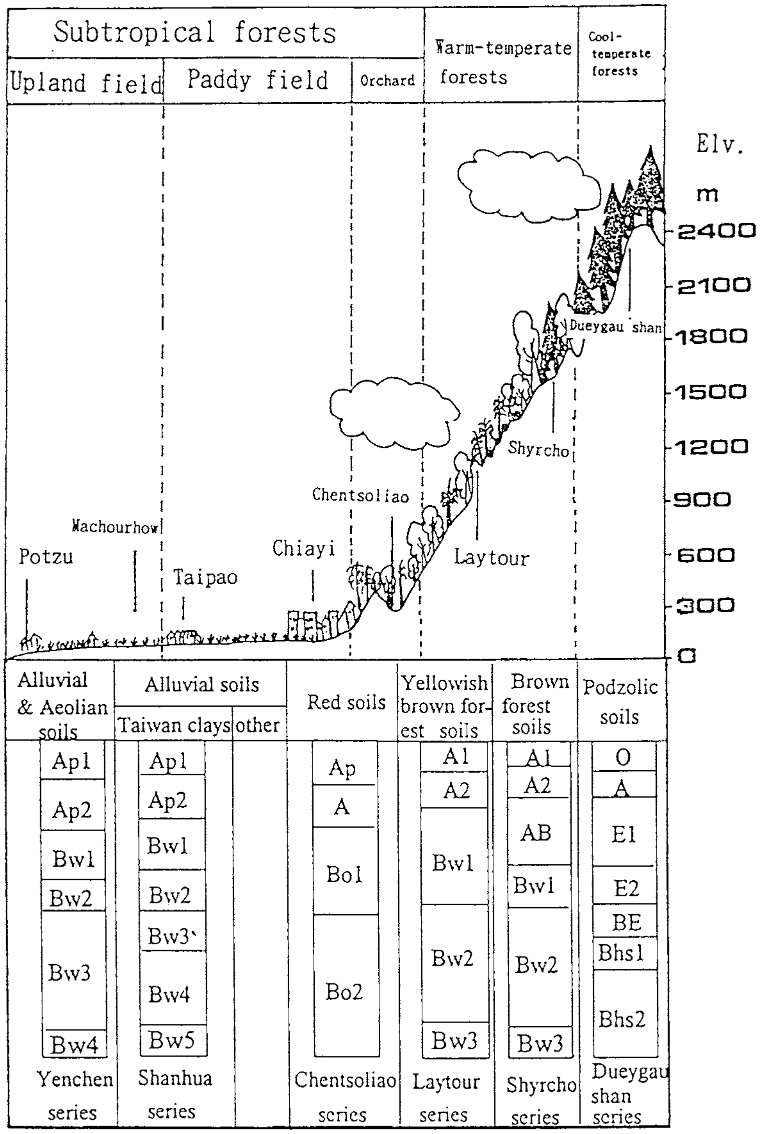
平均值±標準偏差

土地利用亦影響土壤有機質之含量，Meints等[12]調查美國內布拉斯加州之暫乾黑沃土之處女土與耕作土之土壤有機碳含量，發現耕作土較處女土之表土有機碳含量低約30至55％，同時影響之深度可達127公分，且土壤有機碳之損失以表土最多，隨著深度而影響漸減。臺灣平地之開發甚早，除東部地區外，全面性開發已有三百年以上之歷史，故本省土壤有機質含量之變化應不再是處女土開發之變化階段，而是土地之利用變化之區別。水田力耕作需經常浸水，土壤屬於厭氣狀態，有機質分解較慢，故同地區之土壤有機質含量應較旱田爲高。作者以1980之調查資料分析顯示，嘉義地區耕地水田266個樣品及旱田285個樣品之比較，水田土壤有機質含量爲1.9％，旱田土壤有機質含量爲1.6％，差異極顯著。依據臺糖公司之調查資料顯示，全省蔗園之土壤有機質含量在1％左右，遠較全省農田土壤之平均值爲低。可見水田耕作較旱田耕作對土壤有機質之維持或聚積更具效益。

臺灣地區多山，不能不提及山區與平地間之土壤有機質含量差異。高山地區從山麓至山頂隨高度變化，在不同高度上由氣溫、降水及植被特徵等綜合表現出氣候帶狀分佈，圖一即表示臺灣中西部平原至高山間垂直氣候帶之土壤與植生變化。因地形及高度造成之氣候條件而影響土壤之生成，在高處的土壤比低處土壤處於較冷之氣溫及低蒸發量，同時接受較多之雨量。這種地形造

成之氣候差異亦造成山區土壤有機質含量差異之主要原因。

茹[14]等調查臺中縣土壤指出山區森林土之土壤有機質含量約爲7.0%，臺地則約爲3.3%，平地則約爲2.4%。張[9]指出中部地區不同地形高度與土壤有機質之關係，在草屯、民間海拔100公尺以下之農田土壤有機質含量約爲1.5%左右，中寮、國姓、集集、埔里、魚池等地位於500至1,000公尺間，其有機質含量在2.0%，和平、信義、仁愛諸山地鄉其表土有機質含量多在2.5至3.0%之間。最近作者等調查阿里山脈至布袋海邊之土壤剖面一公尺深之一平方公尺有機碳含量，在海拔2,400公尺土壤有機碳可達67公斤／公尺／平方公尺，而布袋農田之土壤有機碳含量爲6.7公斤／公尺／平方公尺，詳細資料如表四及圖一。



圖一、對高山至布袋間之海拔、植生與土壤形態示意圖

Fig. 1. The diagram of elevation、vegetation and soil morphology between Dwe-kau San and Pu-Dai.

陳等[13]由臺灣地區土壤調查資料統計指出平地與高山之土壤有機碳與地形、氣溫之關係為海拔每昇高一公尺大約可增加0.02公斤／公尺／平方公尺之有機碳，平均氣溫每昇高 1℃大約減少3.642至3.574公斤／公尺／平方公尺之有機碳，而雨量變化與土壤有機碳之關係卻不顯著。在比較35個森林土及55個耕土，求得森林土之土壤有機碳平均質為31.9公斤／公尺／平方公尺，一般耕土則為10.8 公斤／公尺／平方公尺。

表四、對高山至布袋間之地形、氣候與土壤有機質含量之關係

Table 4. The relationship of SOM with respect to topography and climate from mountain areas to coast plain areas in the central of Taiwan.

	海　拔 (m)	氣　溫 (℃)	雨　量 (mm)	土壤有機碳 (Kg／M／M²)
對高山	2400	11	4400	65.8
石　卓	1550	15	3500	39.7
瀨　頭	900	18	2700	23.9
陳厝寮	57	22	1860	10.5
馬稠後	15	22	1560	12.3
布　袋	10	22	1250	6.7

歷次土壤調查之土壤有機質含量之變化兼論土壤酸化

有機質在土體中不斷的進出，又有機質在土體中之反應速度快則以小時計，慢則以千年計；有機質之形態衆多，Jenkinson等[14]將其分為可分解植物殘體、抗分解植物殘體、微生物體、腐質化有機質及細小有機組成分等等。各作物類別間之抗分解性不同，而同一作物之年齡不同其組成分亦不同等等。在分解過程中，又受環境因子（氣溫、土壤水分、植生覆蓋及土壤性質等）影響，再加時間之因素，相當之複雜，故是非常難以精確估算土體中有機質之存在量，除非能充分洞晰土壤有機質變化之歷程。以化學分析法配合土壤調查之採樣，雖較耗費人力、時間，但可直接瞭解當地之土壤有機質含量。。

臺灣地區分別在1949至1950年、1959至1967年、1978至1981年及自1992年起（進行中）進行四次不同目的之土壤肥力調查，各次調查皆把瞭解當階段之土壤肥力狀況當為其中目標之一。除第二次與第四次正進行中之調查採樣之密度接近外，且可以鄉鎮等小區域面積相互比較肥力之變化，其它調查資料因受制於土壤之變異性及樣品之代表性等問題，實無法正確進行不同年代之土壤有機質含量之比較。

林[17]在初步完成土壤肥力能限調查後，曾比較全省耕地土壤有機質變化情形。在1959至1967年間與1978至1981年間，以分布百分比比較，發現1978至1981 年間之土壤有機質含量屬極低及低等級之百分比減少，屬於中及高等級者增加，而認為土壤有機質含量是增加的。相對於土壤有機質的增加，土壤酸鹼度卻有偏酸的趨勢。此等現象，林推測可能因為在當時耐肥水稻品種出現，經濟好轉，化學肥料施用量增加，單位面積稻穀產量亦普遍提高，殘留於土壤中之稻根量亦相對提高，因而導致土壤酸鹼度略為降低而土壤有機物含量增加。

作者等以鄉鎮爲單位分別比較1959至1967年間與1994年之土壤有機質含量及土壤酸鹼度值變化情形（表五、六）。在南部之永康、西港、佳里、七股及安定鄉，目前各鄉農田土壤有機質含量平均值在 1.5％至 1.7％之間與1978至1981年間調查本區域之土壤有機質含量相近，但與1959至1967年間此五鄉鎮分別比較，高出範圍約在0.3％至 0.5％之有機質含量，沿海鄉鎮如七股鄉增高較少，內陸鄉鎮增高較多；但在土壤酸鹼度值方面，則較1959至1967年間降低 0.4至 0.7個單位。全省之其它已調查鄉鎮資料顯示，除新城鄉之農田土壤有機質較三十年前低0.04％外，其於已調查之各鄉鎮約增加0.15％至0.48％之間，依該鄉鎮之水田面積擴展而異；在土壤酸鹼度值方面比較，則其它已調查鄉鎮降低 0.3至 0.4個單位，新城鄉之土壤酸鹼度值則增0.27個單位。嘉南平是水旱輪作田區，自1973 年曾文水庫完成後，又農民廣汎鑿井灌溉，臺南近海地區農田栽植水稻次數增加，應爲本區現今較三十年前土壤有機質增加之原因之一。依據英國Rothamsted之長期試驗[16]結果顯示各種人爲之操作影響土壤有機質之變化，其平衡時間大約爲20至40年間，故臺南地區之輪作制度區之土壤有機質新平衡點應已接近目前之測值。如有新的耕作制度導入，如水田轉作等措施，則土壤有機質仍將繼續朝新的平衡點移動。本省大部份農田土壤酸鹼度值降低，郭[18]曾估算臺灣農田土壤每年之氫離子添加量，約爲每年在25.9至51.3公斤H／公頃，並認爲目前影響農田土壤酸化之主要因素爲施肥措施；臺灣西南平原灌溉量增加亦有加速土壤鹽基淋洗之效果。並非全部農田土壤皆會酸化，在灌溉水源富含鹽基的濁水溪灌溉區之農田土壤並未酸化，郭等[19]在近年之調查資料亦發現部份地區具潛在鹽分地傾向之農田，因轉爲旱作或荒廢致使其土壤酸鹼值反而提昇，如永康鄉之部份農田。土壤專家皆明瞭土壤酸化問題是可以土壤管理方法解決，只要合理施用肥料並加強土壤診斷工作或推行地力增進計畫即可。

表五、1967及1994年間臺南縣部份鄉鎮之土壤有機質含量之變化
Table 5. The change of soil organic matter content in some townships of Tainan County between 1967 and 1994.

	土壤有機質含量 %				
	永康	西港	佳里	七股	安定
1967	1. 00±0. 36	1. 15±0. 28	1. 19±0. 27	1. 36±0. 36	1. 24±0. 31
1994	1. 52±0. 30	1. 65±0. 29	1. 70±0. 32	1. 68±0. 28	1. 69±0. 30

平均值±標準偏差

表六、1967及1994年間臺南縣部份鄉鎮之土壤酸鹼度值之變化
Table 6. The change of pH value in some townships of Tainan County between 1967 and 1994.

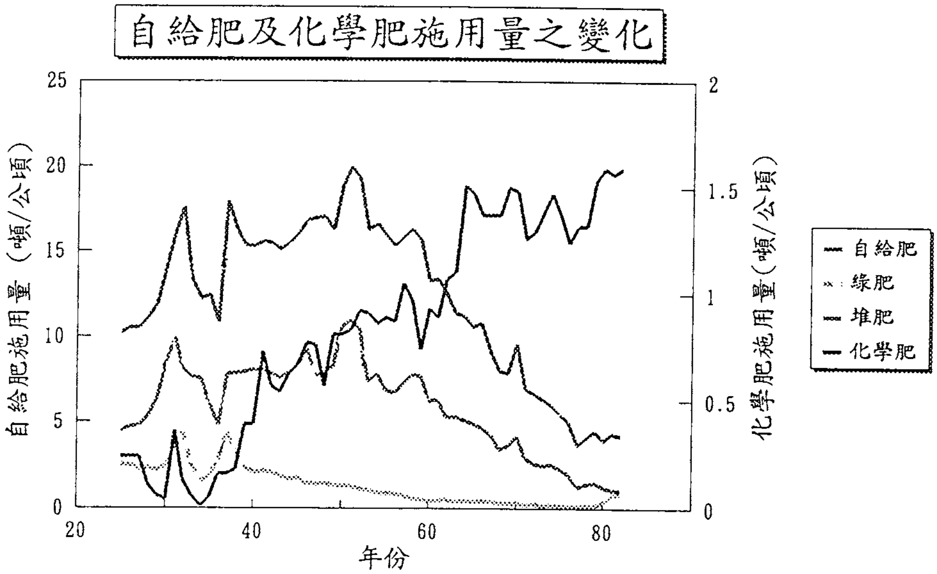
	土壤酸鹼度值				
	永康	西港	佳里	七股	安定
1967	6. 9±0. 7	7. 8±0. 4	7. 7±0. 4	8. 1±0. 2	7. 7±0. 4
1994	6. 5±1. 1	7. 2±1. 0	7. 0±0. 9	7. 6±0. 6	7. 2±0. 9

平均值±標準偏差

臺灣地區歷年自給肥料利用之變化

在歐洲之集約農業，Buchner 等（1975）估計作物需氮素 155公斤，有83公斤由化學肥料得來，10公斤由雨水獲得，40公斤由土壤有機物質獲得，10公斤由共生固氮獲得，10公斤由非共生固氮獲得，另種子含 1.5公斤。故作物大約62％之氮素養分來自無機態，38％之氮素養分來自有機態。因此有許多研究專注於化學肥料以外之養分供給來源。

臺灣地區過去農田土壤之養分供給來源，曾主要依賴自給性肥料。近年因本省化學肥料之便宜與精純，相對於有機資材之來源不足及施用費工與費時等，三十餘年來農田施用堆、廄肥已大爲減少，詳如圖二。統計資料顯示，本省農田施用自給肥料公頃年均量由1952年之20千公斤降成1993年之 1.6千公斤。惟近年來，政府鼓勵休耕田栽植綠肥及大力推廣有機肥之施用措施，農田施用自給肥料公頃年均量已漸增加。



圖二、1937至1993年間臺灣地區自給肥料、堆肥、綠肥及化學肥料用量之歷線圖
Fig 2. The per hactare application rate of self-supply fertilizers、 farm-yard manures、green manures and chmical fertilizers in Taiwan during 1937 t0 1993.

雖然近年臺灣地區農田自給肥料施用量已逐年降低，但是根據前述之土壤調查資料顯示，土壤有機質含量在部分地區卻是增加，顯示近二十年來自給肥料之施用量對於土壤有機質含量之增減並未扮演重要之角色，並驗證目前臺灣農田土壤有機質含量之變化是由現行耕作制度所主導。

Yamazaki(21)曾對日本北陸地區富山農試場之長期試驗資料分析，指出每年投入鮮重45噸／公頃之紫芸英，經過14年後卻仍無法阻止土壤氮及有機質之消耗，然本處理仍較對照組有稍高之土壤腐植質，但在排水良好田地長期施用綠肥確有促使水田退化之虞。經過施用14年之綠肥僅有全部施用量 6％之有機質存在土體。又Russell(22)則認爲綠肥在提供有效態氮與累增土壤有機質是不可併行的，因涉及植體組成分變化之故。王等(8)曾對臺灣蔗田綠肥肥效進行評估，並引述多國

文獻認爲栽培綠肥要增進土壤有機質是很難辦到。連等[23]近年在本省中南部之試驗亦有類似之結論，並認爲栽培田菁而促使玉米增產乃由於田菁根系改善土壤物理性之原因。王等[8]認爲臺灣高溫多雨，綠肥分解迅速，既使在乾季施用綠肥，可使土壤有機質增加，但隔年一遇雨季，綠肥分解，土壤有機質即殘留甚少。大抵綠肥之效果在提高當作之養分供應，另深根綠肥或可將底層養分汲出於地表土。王等[8]亦認爲一作綠肥僅能節省38公斤無機氮，在當時極不合經濟效益，並認爲栽植牧草爲增加土壤有機質之最速方法，或與其他作物輪作，宿根栽培甘蔗等可增加土壤有機物。

本省土壤有機質含量水準之檢討

土壤有機質對於作物生產之重要性，已有它文論述，本文不再重複。本主題關注之重點應爲臺灣農田應維持多高之土壤有機質含量，林[24]以土壤肥力能限之調查資料配合水稻田間試驗資料分析，指出臺灣地區之水田土壤有機質含量在 1.0%以上，配合良好之肥培管理即可有六千公斤／公頃之產量，而且產量並不隨著土壤有機質之增加而增加。土壤有機質對於旱田土壤物理性之維持之重要性不容忽視，但本省有關此方面之研究仍少，有待進一步之評估。

在日本之土壤生產力分級[25]並不將旱田及樹園地土壤有機質含量當爲評估之規範之一，在水田土壤中也以易分解有機質含量（測定土壤礦化氮素量）當爲評估土壤氧化還原能力之項目。

Larson[26]在美國愛奧華州之濕潤黑沃土試驗指出如果每年栽植玉米，則每年約需投入5000公斤／公頃碳素之植物殘體，方可維持表土層之土壤有機碳含量爲 1.8%，而土壤有機質含量多寡影響孔隙度、土壤團粒、總體密度，但對於土壤水份卻助益甚少。

結　　論

時隔三十年，臺灣農業面臨新的挑戰，國民對於糧食自給不再關心，取而代之的是生活環境品質高與農產品質，而農村面臨的是勞力不足，生產成本高，農產品價格低之困擾。另一方面國內亦面臨農畜產廢棄物及社區廢棄有機物處理及河川水源污染之問題，在國際上則有二氧化碳增高造成溫室效應之問題，此時農田土壤將再度扮演救火角色。但除對農民處理大量農畜產廢棄物做適當補償之社經層面問題應解決外，土壤研究人員對於評估不同土類及土地利用之承受有機物之質與量以及土壤中有機物質在土壤中之動態與效益之工作亦不可忽略。又政府推行農田栽培綠肥作物之策略與預期目標應爲何？此等課題皆有進一步討論之必要。

參考文獻

1.Eswaran, H., E. Van den Berg and P. Reinch 1993 Organic carbon in soil of world. Soil Sci. Soc. Am. J. 57,192-194.

2.Fenton, T.E. 1983 Mollisols. In " Pedogenesis and soil taxonomy part II. The soil orders" Ed. by L.P. Wilding, N.E. Smeck and G. F. Hall p. 125-163. Elsevier Sci. Publishers. The Netherlands.

3.Nelson, D.E. and L.E. Sommers 1982 Total Carbon, organic carbon, and organic matter. In " Methods of soil analysis part 2. Chemical and microbiological properties. 2nd Ed." Ed. by A.L. Page and R.H. Miller, D.R. Kenny. A.S.A., S.S.S.A. and C.S.S.A. Published. Madison, WI. 53711 U.S.A.

4. Haider, K. and J.P. Martin 1967 Synthesis and transformation of phenolic compounds by *Epicoccum nigrum* in relation to humic acid formation. Proc. Soil Sci. Am. 31:766-772.

5. Wang, T.S.C., S.W. Li and Y.L. Ferng 1978 Catalytic polymerization of phenolic compounds by clay minerals. Soil Sci. 125(1): 15-21.

6. Jenny, H. 1941 Factors of soil formation. McGraw-Hill Book Co. N.Y. U.S.A.

7. 焦 彬 1986 中國綠肥 農業出版社.

8. 王世中、楊金珍 1967 臺灣蔗田綠肥肥效 臺糖彙報 41:177-193.

9. 陳正祥 1960 臺灣地誌（上）敷明產業地理研究所.

10. 張守敬 1950 臺灣省土壤肥力概述 臺灣省農業試驗報告第七號.

11. 林家棻 1967 臺灣農田肥力測定 臺灣省農業試驗報告第二十八號.

12. Meints, V.W. and G.A. Peterson 1977 The influence of cultivation on the distribution of nitrogen in soil of ustolls border. Soil sci. 124:335-342.

13. 臺糖公司 1979 糖業手冊農務篇. 臺糖公司. 臺北.

14. 茹皆耀、華孟 1947 臺中縣之土壤. 臺灣省農業試驗所專報第三號.

15. Chen, Z.S., H.S. Chiang , H.Y. Guo and H. Eswaran 1992 The carbon content and pedogenic processes of soils in Taiwan. Soils and Fertilizers in Taiwan 1992 .

16. Jenkinson, D.J., N.J. Bradbury and K. Coleman 1994 How the Rothamsted classical experiments have been used to develop and test models for the turnover of carbon and nitrogen in soil. In " Long-term experiments in agricultural and ecological sciences " Ed. by R.A. Leigh and A.E. Johnson. CAB International.

17. 林家棻 1982 本省農田肥力之變遷. 臺灣省農業試驗所民國七十年報.

18. 郭鴻裕 1992 臺灣地區酸性土壤之分佈及其利用現況. 酸性土壤之特性及其改良研討會. 中華土壤肥料學會. 臺中

19. 郭鴻裕、朱戩良、劉滄棽 1994 八十二年度農業試驗計畫研究報告.

20. Flaig, W. 1984 Soil organic matter as a source of nutrients. In "Organic matter and rice " IRRI. Philippines.

21. Yamazaki, K. 1957 Renge rice culture (Japanese). Cited from I. Watanabe "Use of green manures in northeast Asia" in "Organic matter and rice " IRRI. Philippines.

22. Russell, E.W. 1974 Soil conditions and plant growth. 10th ed. Longman groups. London, England.

23. 連深、王鐘和 1994 水旱田輪作制度下夏作田菁對秋作玉米生產及肥力之效果. 臺灣省農業試驗所民國八十二年報.

24. 林家棻 1983 臺灣省土壤肥力能限分類規範調查研究. 臺灣省農業試驗所民國七十一年年報.

25. 東京都農業試驗場 1978 東京都地力保全基本調查總合成績書. 東京都農業試驗場.

26. Larson, E.W. and C.E. Clapp 1984 Effects of organic matter on soil physical properties. In "Organic matter and rice " IRRI. Philippines.

Soil organic matter contents and the application status of organic materials in Taiwan

Horng-Yuh Guo, Chien-Liang Chu, Chi-Fang Chiang and Hwai-Kuo Wu

Summary

The article discusses the geographic distribution of soil organic matter contents in Taiwan. It is also compared with the change of soil organic matter contents by the soil fertility survey data and the application status of organic materials in farmlands during the past 50 years.

All of the information will be used to make better strategy of the application of organic materials.

Key Words：Taiwan croplands, Soil organic matter contents

土壤有機質分解聚積之模擬

林正鎊[1] 林欣華[2] 劉慧甄[2]

摘要：土壤有機質之分解與聚積爲一動態過程，其轉化機制之解析及穩定趨向之掌握，實爲其他各種研究土壤有機質效應問題之基礎。但由於動態過程的解析不易於一般性的說明使用，本報告即針對有機質在土壤環境中分解的過程及腐植質的聚集，就其間可能存在的轉化機制進行穩定與平衡之分析與模擬，使動態模式轉爲線性化代數式，以便於一般性解析應用。首先選擇一代表性動態模式分析其系統參數影響分解過程之靈敏性，作爲土壤施加有機質之管理參考。其次利用模式矩陣分析其線性轉化特徵，由特徵值研判有機質穩定分解趨向。所得結果顯示：由宏觀尺度分析土壤有機質的聚集，可藉特徵值與特徵向量來預測其平穩特性。動態模擬亦有相同之效果，可爲特徵值分析之驗証，也作爲其他非線性模式需採動態模擬之佐證。根據研究結果，本研究進一步就有機質施加量與穩定後土壤有機質含量之關係，將動態系統組轉爲平衡線性代數式，解析提示用以估計農地聚集有機質的合理模式，並應用幾個本土實驗數據說明其間之關係，以爲各種以提升有機質含量爲目的之參考依據。

關鍵字：有機質，轉化，模擬

前　　言

有機質在土壤中的分解轉化過程，長久以來一直是土壤研究者的工作重點。近幾年再加上有關氣候變遷、有機農業、永續農業、土壤劣化等眾所關注的課題，使得土壤有機質的研究益加受到重視。如何使土體中存留大量的有機態碳，特別是以腐熟的有機質視爲高品質有機質，作爲提高土壤有機質含量的目標，也就成爲前述課題下土壤環境工作者所追求的一個目標。

然而有關有機質分解轉化機制的整體性研究，在國內並不多見，倒是小規模經驗式的處理試驗報告常有所聞。一般而言大都是在特定的時空環境條件下，或以不同方式或以不同數量添加有機質進入表土中，來觀察其對特定土壤性質或特定作物生長的效應，所得結果大致和文獻的傳統記載相仿，提供巨觀上對土壤有機質效用的確認，但也常因環境條件的不同，以致各種試驗結果時有差異，而不易進行定量推演歸納以建立普遍性的田間作業規範。

另一個方向的研究方法是針對有機質分解的最終產物，即腐植質，進行微觀認知上的探索。從分離鑑定腐植性物質，到利用低有機分子的聚合作用來演譯腐植質的產生，這方面的研究有明確的微觀條件的界定，對腐植質的生成機制提供了定性上部份的解釋，結論明確，但對於所定義之腐植性物質與其前置物，或與所塡加的新鮮有機質之間的轉化關係，則仍未能完整的描述。

[1] 國立中興大學土壤學研究所教授
[2] 國立中興大學土壤學研究所研究生

無論是巨觀或微觀；分子或個體，這兩端的工作方式，在基本尺度差異的情形下固有不同，但從有機質的分解聚積本為無可分割的連續過程看來，要有效掌握有機質投入土壤的效應，以及腐植質聚積的速率，必須將這兩端的工作範疇做進一步的結合，從整個有機質的分解過程，加上其間所受到的影响因素逐步加以分析，或能對於現階段各種與土壤有機質有關的問題理出一個頭緒，並進一步指出影响土壤有機質行為的關鍵所在。

整合土壤有機質分解過程的模式中，較具代表性的工作有Jenkinson and Rayner(1977) ,Hunt (1977), van Veen and Paul(1981)等研究・Lin et al.(1987)曾就這三個模式加以分析比較・並就系統分析方法取長補短，針對有機質分解轉化的過程重新組合一個新模組。其後有劉(1987)、林等(1990)分別在土壤及廢水處理體系中進一步予以驗證.惟此新模式尚未受到注意，其非線性特性亦較複雜，因此本研究即以Jenkinson and Rayner(1977)這一個較具代表性且較為簡單的模式為例，解析其原理以進行系統模式參數對有機質聚積與分解之靈敏度分析，並說明土壤有機質穩定趨向模擬之意義，以做為管理土壤有機質的參考，也作為後續解析Lin, Liu and Hu(1987)之模式研究之依據。

模擬方法

有關有機質在不同環境條件下聚集、轉化與分解的過程，以及幾種主要模式之原理，在Lin, Liu and Hu(1987)的文獻中已有詳細解析，在此即不再重述。這裡所要說明的模擬方法，是就系統參數的靈敏度、系統變數穩定的特徵值、以及穩定趨向與輸入的關係來加以闡示，以提供有機質在諸如土壤或堆肥等體系中之轉變的解析工具，並說明相關的應用意義。這些方法同樣適用於前述各種有機質模式的模擬分析。

按Jenkinson and Rayner(1977)所建立的模式，描述如下：

$$\frac{d(DPM)}{dt} = -k_d(DPM) \quad \cdots(1)$$

$$\frac{d(RPM)}{dt} = -k_r(RPM) \quad \cdots(2)$$

$$\frac{d(BIO)}{dt} = k_dP_b(DPM) + k_rP_b(RPM) - k_b(BIO) + k_bP_b(BIO) + k_bP_b(POM) + k_cP_b(COM) + kcPb(COM) \quad \cdots(3)$$

$$\frac{d(POM)}{dt} = k_dP_p(DPM) + k_rP_p(RPM) + k_bP_p(BIO) - k_p(POM) + k_pP_p(POM) + k_cP_p(COM) \quad \cdots(4)$$

$$\frac{d(COM)}{dt} = k_dP_c(DPM) + k_rP_c(RPM) + k_bP_c(BIO) + k_bP_c(POM) - k_c(COM) + k_cP_c(COM) \quad \cdots(5)$$

DPM為易分解態有機質，RPM為抗分解態有機質，BIO為生質量，POM為物理性穩定態有機質，COM為化學性穩定態有機質。k_d，k_r，k_b，k_p，k_c分別為上述各有機質之分解速率常數。P_b，P_p，P_c則為分解轉化過程中分別轉為生質量、物理性穩定態有機質、及化學性穩定態有機質

之分配比率。

靈敏度分析在於就模擬分析目的，檢視系統各參數對該分析目的之影響程度，以為參數鑑定或簡化系統管理之依據。本研究將採用相對分析法，以有機碳殘留量為分析目標，定義如下：

$$\delta\left(\frac{y}{k_i}\right)=\frac{\sigma y/y}{\sigma k_i/k_i}$$

$$=\delta(y/k_i)\times k_i/y$$

$$=\frac{y(k_i+\triangle k_i/2)-y(k_i-\triangle k_i/2)}{\triangle k_i}\times k_i/y$$

y代表模式中之狀態變數，在模式中即為各種形態有機質之總合；k_i為各參數值。$\delta(y/k_i)$值之大小次序即為各參數值的靈敏度大小次序。模擬時以原有參數為基礎[1]，各參數值以增減10%為範圍進行分析。由於y為一動態變數，各參數值的靈敏度大小次序有可能隨分解過程而異，這情形將一併檢查。

有機質分解聚積的動態過程是否會達到一種穩定狀態，可以分析如下：

首先將系統方程式(1)到(5)式以泰勒序列展示為

$$\begin{bmatrix} DPM \\ RPM \\ BIO \\ POM \\ COM \end{bmatrix}^{t+\triangle t}=\begin{bmatrix} DPM \\ RPM \\ BIO \\ POM \\ COM \end{bmatrix}^{t}+\triangle t\begin{bmatrix} \frac{d(DPM)}{dt} \\ \frac{d(RPM)}{dt} \\ \frac{d(BIO)}{dt} \\ \frac{d(POM)}{dt} \\ \frac{d(COM)}{dt} \end{bmatrix}+\frac{\triangle t^2}{2!}\begin{bmatrix} \frac{d^2(DPM)}{dt^2} \\ \frac{d^2(RPM)}{dt^2} \\ \frac{d^2(BIO)}{dt^2} \\ \frac{d^2(POM)}{dt^2} \\ \frac{d^2(COM)}{dt^2} \end{bmatrix}+\cdots \qquad (7)$$

穩定系統的定義為

$$Y^{t+\Delta t}=\lambda Y^{t} \qquad (8)$$

λ 成為一系統特徵值(eigenvalue)。將Y設為

$$Y=[DPM\ RPM\ BIO\ POM\ COM]^T$$

捨去(7)式中之非線性項，使成為一般常見的歐拉法(Euler Method)[7]，再將(8)式代入(7)式且將(1)式至(5)式亦代入(7)式即成為

$(A-\lambda I).Y^t$，其中I為單位矩陣，而

$$A=\begin{bmatrix} 1-\triangle tk_d & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 1-\triangle tk_r & 0 & 0 & 0 \\ \triangle tk_d P_b & \triangle tk_r P_b & 1-\triangle t(k_b-k_bP_b) & \triangle tk_p P_b & \triangle tk_c P_b \\ \triangle tk_d P_p & \triangle tk_r P_p & \triangle tk_b P_p & 1-\triangle t(k_p-k_pP_p) & \triangle tk_c P_b \\ \triangle tk_d P_c & \triangle tk_r P_c & \triangle tk_b P_c & \triangle tk_p P_c & 1-\triangle t(k_c-k_cP_c) \end{bmatrix}$$

在Y^t不可爲零的條件下，使

$$|A-\lambda I|=0 \tag{9}$$

即可求得λ，並視λ值之性質而判別該有機質轉化過程是否具穩定特性。其值大於1，則有穩定增加之特性；小於1代表穩定減少；等於1即爲一平衡系統之存在。

在系統中如有添加有機質進入土壤中，則上述求取特徵值的過程將不易以(9)式的形式進行。惟此時可視目的而解析系統特性，例如吾人可設特徵值等於1，以估計平衡關係，則簡化方程式組如下：

$$A\cdot Y^t+\begin{bmatrix}(DPM)_i\\(RPM)_t\\0\\0\\0\end{bmatrix}=0 \tag{10}$$

$(DPM)_i$及$(RPM)_i$分別爲施加有機質的速率，可設爲每年施加量。(10)式和

$$\frac{dY}{dt}=0 \tag{11}$$

所得結果和意義是相似的，只是出發點不同而已。解(10)式或(11)式的方法亦相同，可直接以代數式計算或以疊代方式求數值解[7]。吾人皆已分別驗證所得結果相同。

最後利用上述方法，以本土化數據[5]爲依據，在不同條件下，分別作系統參數鑑定，然後用以推估各種施加有機質的比例下，在穩定平衡時，土壤有機碳可能殘留的百分比。

結果與討論

按(6)式之定義分析(1)式至(5)式中，各系統參數對有機質分解過程的影響程度，其結果(圖一)顯示相對靈敏度值反應各參數在不同階段下，對有機質分解的影響程度有所不同。圖一的橫座標參數由左到右是按原設定值由大到小排列。由長條圖在有機質分解各階段的變化次序，並非完全由高往低排列，可知系統參數的大小不一定代表該參數在系統中的重要性。

圖一的變化次序另外指出幾件值得參考的意義：首先，由k_d值居於分解初期最靈敏位置可知，有機質中易分解的部分，其分解速率常數的掌控是管理新鮮有機質轉化的主要因素；然而，由中間幾個參數之靈敏度的增加，特別是後期的變動，顯示前述k_d值對後期機質達穩定平衡時的殘留

量，不會是主要的因素，這點推論在後面有關施加量與平衡量的估算時，可有進一步佐證；其次，由p_p與p_b的靈敏度值有超出同階段反應速率常數之靈敏度值的情形，可以說明有機質轉化過程中的組成份性質，較之分解速率常數還重要，且中間產物與微生物族群的多寡，是分解中間階段的主控因素。

上面對於參數靈敏度分析，提供有機質轉化過程之系統特性的了解與可能之管理要義。其間尙有許多細節問題，可藉靈敏度分析加以深入探討，例如整個時域之下，各個狀態變數與各個參數之靈敏度關係。這種分析應可提供有機質分解過程中，不同階段之管理依據。

有關有機質分解穩定趨向的分析，從前面第(9)式或第(10)式特徵質的應用，對於像第(1)式至第(5)式這類線性系統模式，應較簡單可行。比起許多採用類似單純一階反應式所延伸的方法[8,9]，而必須容許較大誤差的估算，也較有意義。

由第(9)式之A矩陣結構，可看出當系統趨向穩定時，欲使(9)式成立，則特徵值λ會趨近於主對角線上之元素值，特別是時間差Δt越小越明顯，特徵值也愈趨進於1而小於1。顯示有機質穩定遞減的分解特性，也同時表示以第(9)式的形態方式，可針對有機質轉化進行穩定趨向分析。以原作者[1]之參數值爲例，計算有機質分解後期達穩定時之特徵值爲0.988與0.999，即每日分解量最多約爲1.2%，最少爲0.1%，依此比例呈穩定遞減。

就(11)式的形式進行系統有機質含量達平衡時之分析，可以歸納出有機質穩定平衡的殘留量，Y，與施加量，DPM_i與RPM_i之關係如下：

$$Y = \frac{DPM_i}{k_d} + \frac{RPM_i}{k_r} + \frac{DPM_i + RPM_i}{1-P_b-P_p-P_c}\left(\frac{P_b}{k_b} + \frac{P_p}{k_p} + \frac{P_c}{k_c}\right) \tag{12}$$

如進一步將A設爲每年施加有機碳量，且p_d、p_r分別爲DPM_i、RPM_i在A中之比例值，則(12)式可進一步寫爲：

$$A = Y/\left(\frac{P_d}{k_d} + \frac{P_r}{k_r} + \frac{1}{1-(P_b+P_p+P_c)}\left(\frac{P_b}{k_b} + \frac{P_p}{k_p} + \frac{P_c}{k_c}\right)\right) \tag{13}$$

(13)式可視爲一模組，要應用這一式子，首先須做參數鑑定的工作。按過去的實驗結果[1,3]，以第(1)式至第(5)式進行檢量分析，所得結果詳如表一所列。比較各有機質在不同條件下之k_d值，其大小次序和各有機質之碳氮比大小次序相似，高溫下的數值也比低溫下大，高低溫混合數據的鑑定值，則介於兩者之間。其他參數值就沒有一定的趨向。這也反應了以單一分解速率常數分析有機質分解行爲，可能不適於後期分解與聚集狀況之掌握。

引用表一數據分別以(12)式或(13)式估計維持土壤有機碳平衡水準與每年應添加量關係，即爲圖二至圖四之結果。由圖二至圖四各條件直線之變化範圍及斜率關係，可以看出評估土壤有機碳平衡水準與每年應添加量關係，其變數相當多，掌握每一步驟的變異，並且確定模式的準確意義，對估計量的影響很大。

表一、各種有機質及試驗條件之下模式參數值。

Table 1. Model parameters for various organic matter and their experimental conditions.

Temp	O.M.	k_d	k_r	k_b	k_p	k_c	p_d	p_r	p_b	p_p	p_c	R^2
15℃	Com Stalk	4.80	0.261	0.232	0.0140	0.00872	0.392	0.608	0.0644	0.0331	0.00282	0.999
	Compost	3.50	0.279	0.645	0.0352	0.00676	0.541	0.459	0.0854	0.683	0.00747	1.000
	Sludge	3.09	0.346	0.623	0.0300	0.00515	0.633	0.367	0.0755	0.455	0.00779	1.000
30℃	Com Stalk	9.82	0.602	0.179	0.0329	0.0136	0.392	0.608	0.0155	0.0574	0.00562	0.999
	Compost	4.26	0.230	0.179	0.0223	0.00411	0.541	0.459	0.0822	0.466	0.00718	0.998
	Sludge	4.73	0.166	0.168	0.0219	0.0189	0.633	0.367	0.0753	0.297	0.00616	0.999
15℃ + 30℃	Com Stalk	7.53	0.646	0.330	0.0266	0.00906	0.392	0.608	0.0707	0.0995	0.00388	0.993
	Compost	4.19	0.293	0.455	0.0255	0.00529	0.541	0.459	0.0827	0.586	0.00623	0.996
	Sludge	4.11	0.287	0.237	0.0199	0.00211	0.633	0.367	0.0778	0.387	0.00675	0.995
Jenkinson & Rayner(1977)		4.20	0.300	0.410	0.014	0.00035	0.837	0.163	0.076	0.125	0.0035	

圖二至圖四之結果就定性意義言，和傳統對有機質分解殘留的各種影響因素與趨向之了解，諸如溫度、有機質性質，都頗為符合。惟本研究將各種影響因素之間的關係加以整合，並提出定量的解析過程與結果，以釐清土壤有機碳平衡水準與每年應添加量關係之思考方向。

就圖二至圖四之結果，求取各直線之斜率，可估計要維持每1%之土壤有機碳每年所須施加之有機質的量。估計結果詳如表二所列。以玉米桿為例，在15℃的情況下，每維持1%土壤有碳則每年所須施加於土壤之玉米桿有機碳量相當於0.175 %。由玉米桿之C含量51.7%[5]推算，大約相當於每年所須施加乾重6.78公噸玉米桿。如欲維持2%之土壤有機碳，則每年所須施加於土壤之乾重玉米桿即為2倍之多。

按表二或(13)式估計有機質施加量與殘留量之關係，是以平衡的觀點推演其評估法則，雖較簡單但也有缺點，例如土體中原有之有機質含量未予計入。這是使用表二或(13)式時，必須注意的一點。雖然在計算出施加量與殘留量之關係後，再予計入原有之有機質含量，但如原有之土壤有機質含量仍有不容忽略之分解量，則所得估計質還是有偏差。為精確計算施加量與殘留量之關係，仍以原有動態模式模擬為宜，此為作者及其他有興趣者之後續研究工作。

傳統上一些有機質分解的計算模式，為了方便起見，有以單變數一階反應式作為依據進行各種分析[8,9,10]。簡化的模式固然方便於了解與應用，但也容易造成明顯的誤差。例如以C為有機碳，A表年施加量，k為分解速率常數，按單變數一階反應式列示為：

$$\frac{dC}{dt} = A - kC \tag{14}$$

以相同之實驗數據鑑定參數k值之後，再用以估算施加玉米桿有機碳平衡後之土壤有機碳含量，並與第(13)式之結果作比較，即如圖五所示，其斜率間有7到10倍的差異，顯示以(14)式會有

大量的高估現象。這原因也明白指出有機質的轉化不會是單純的一個階段的反應，即使在本文用以分析的五個變數的模式，是否要擴大到六個變數的模式(4,5,6)，應是值得進一步深入探討。

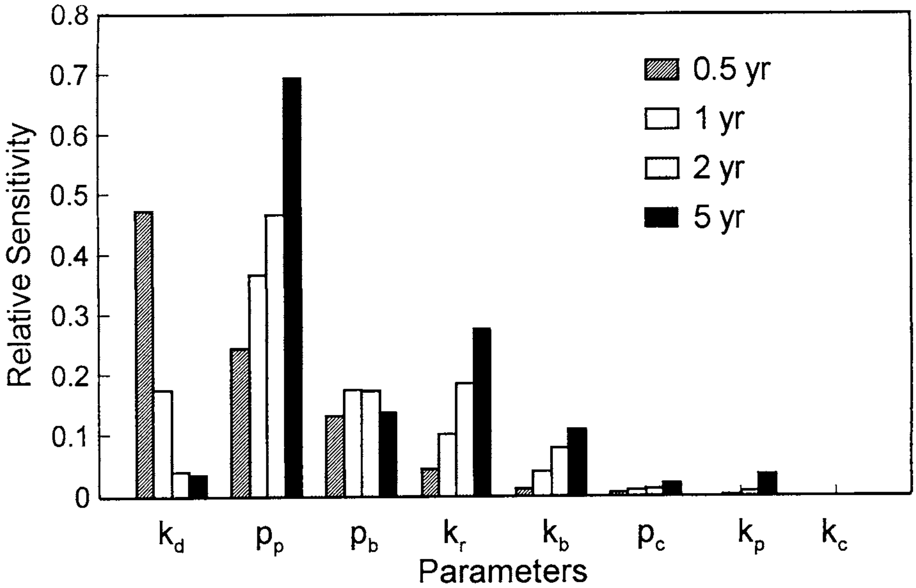
由前述分析可以進一步看出以一階反應式進行分析時必須收集足夠數據，特別是對於穩定平衡狀態的確定至爲重要，如果所分析之範圍包括已平衡數據在內，則較不會發生外插性的累積誤差。以本論文集中（陳與連，1995）資料之分析包含已平衡數值，其估算結果應可避免外插性誤差。

表二、每維持1%土壤有機碳含量每年所需施加之有機質乾重百分比及粗估之每公頃施加噸數。
Table 2. Dry weight percentage and approximately estimated tons per hectare of organic matters needed to apply to soil annually for maintainning every 1% of organic carbon.

Conditions	15℃			30℃			15℃＋30℃			Jenkinson & Rayner (1977)
	Corn+ Stalk	Compost	Sludge	Corn Stalk	Compost	Sludge	Corn Stalk	Compost	Sludge	
O.C.(%)	0. 175	0. 0107	0. 0266	0. 287	0. 0185	0. 0394	0. 159	0. 0131	0. 0223	0. 0404
O.M.(%) (dry)	0. 339	0. 0379	0. 0693	0. 555	0. 0658	0. 103	0. 307	0. 0465	0. 0581	0. 0781
Tons* per hectare (dry)	6. 78	0. 758	1. 37	11. 1	1. 32	2. 06	6. 14	0. 93	1. 16	1. 56

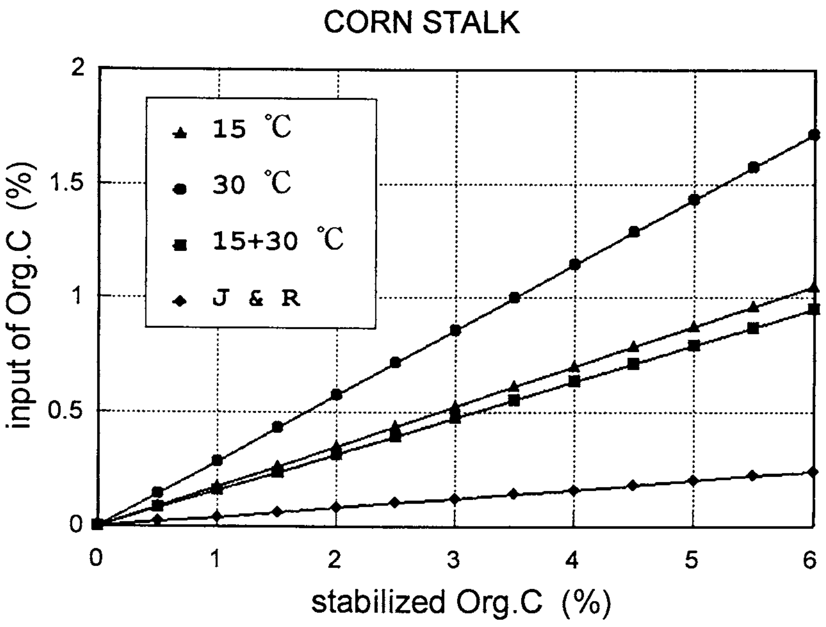
* Estimated by assuming 2,000,000 Kg of soil per hectare.

\+ C contents of corn stalk, compost, and sludge are 51.7%, 28.1%, and 38.3% respectively.



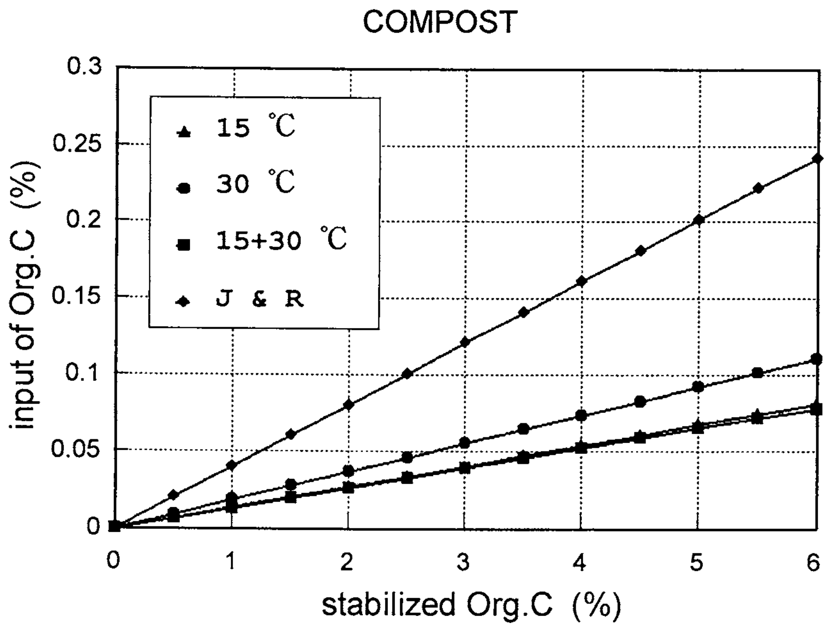
圖一、系統參數在不同階級之靈敏度分析。

Fig.1 Sensitivity analysis of system parameters at different stages.



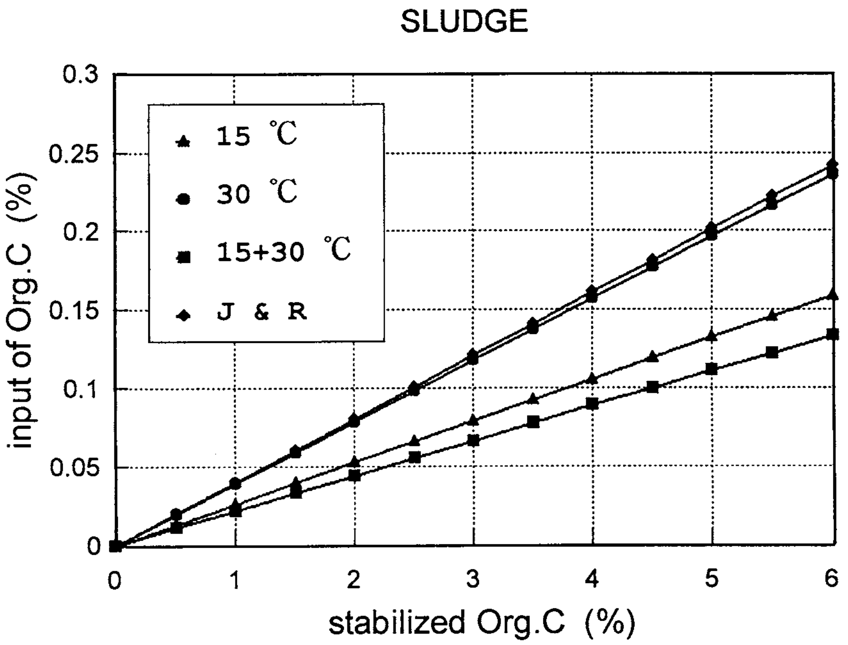
圖二、施加玉米桿有機態碳與穩定平衡後之土壤有機態碳含量關係

Fig.2 Input organic C from corn stalk as related to stablized soil organic C.



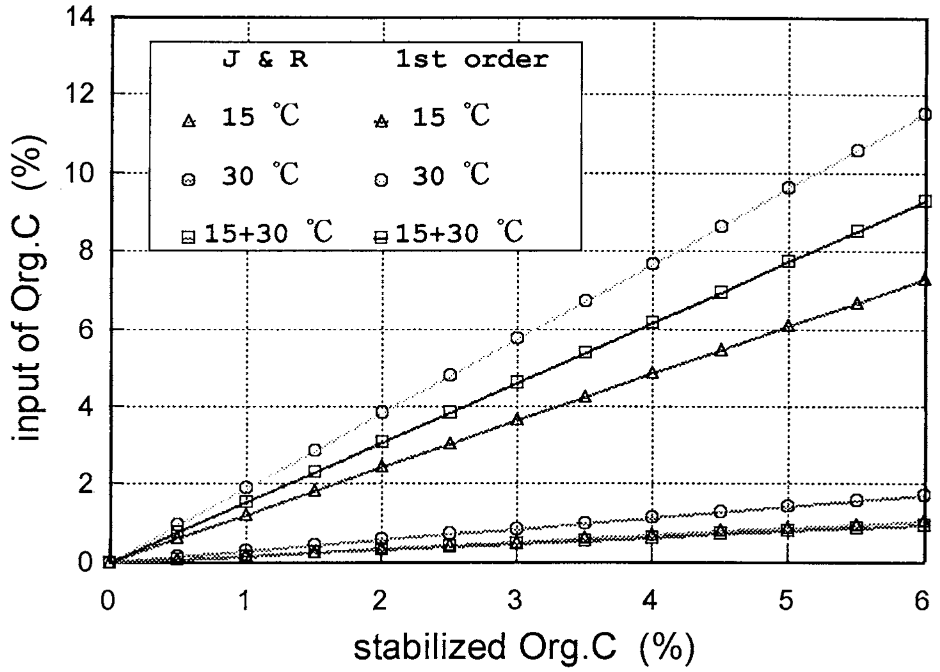
圖三、施加堆肥有機態碳與穩定平衡後之土壤有機態碳含量關係

Fig.3 Input organic C from compost as related to stablized soil organic C.



圖四、施加污泥有機態碳與穩定平衡後之土壤有機態碳含量關係

Fig.4 Input organic C from sludge as related to stablized soil organic C.



圖五、一階動態模式與Jenkinson & Rayner 模式用於估算施加玉米桿有機態碳與穩定平衡後之土壤有機碳含量之比較

Fig.5 First order dynamic model in comparism with Jenkinson & Rayner's model for the input organic C from corn stalk as related to stablized soil organic C.

結　　論

土壤有機質分解與聚集之動態過程，在經過參數靈敏度分析後，會顯現各分解階段之主控因素，有助於有機質施用上的管理。有機質分解與聚集之動態模式以線性化處理爲代數式後，可分析其穩定趨向之特徵值，以辨別分解過程中之比例關係。對於預估有機質分解量隨時間之變化，提供另一指標。在以平衡爲目的之線性化處理下，所整理出來的方程式，用於計算施加量與平衡量的關係較爲方便，也比一般常用的單變數一階轉化式準確。

參考文獻

1. Jenkinson, D. S., and J. H. Rayner. 1977. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. Soil Sci. 123:298-305.
2. Hunt, H. W. 1977. A simulation model for decomposition in greenlands. Ecology 58:469-484.
3. van Veen, J. A., and E. A. Paul. 1981. Organic carbon dynamics in grassland soils. 1. Background information and computer simulation. Can. J. Soil Sci. 61: 185-201.
4. Lin, C., T. S. Liu, and T. L. Hu. 1987. Assembling a model for organic residue transformation in soils. Proc. Natl. Sci. Coun., R.O.C. B. 11:175-186.
5. 劉滄棽・1987・有機殘質在土壤中轉化模式之研究・國立中興大學土壤研究所碩士論文・台中市國立中興大學・
6. 林正錡，胡苔莉，江康鈺・1990・廢水有機質分解轉化模式之研究・中華民國環境工程學會第十五屆廢棄物處理技術研討會論文集・79年11月，台中・pp491-506・
7. Conte, S. D., and C. de Boor. 1980. Elementary numerical analysis, an algorithmic approach. McGraw-Hill, Inc. N.Y., N.Y.
8. Smith, J. L., R. R. Schnabel., B. L. McNeal., and G. S. Campbell. 1980. Potential errors in the first-order model for estimating soil nitrogen mineralization potentials.
9. Pal, D., and F. H. Broadbent. 1975. Kinetics of rice straw decomposition in soils. J. Environ. Qual. 4:256-260.
10. White, R. E. 1979. Introduction to the principle and practice of soil science. Black Sci. Pub., Oxford. pp. 34-35.

Simulations for the Decomposition and Accumulation of Organic Matter in Soils

Chenfang Lin, Singhua Lin, Hueijen Liu
Department of Soil Science
National Chung Hsing University

Summary

The decomposition and accumulation of soil organic matter in soil is a dynamic process. To analyze and control the transformational mechanisms is the fundamentals for other researches related to the effects of soil organic matter. This report aims at the analysis of mechanical processes and the transformation of the dynamic model into algebraic equations. Firstly, we chose a representative dynamic model to carry out the sensitivity analysis for every system parameters. The purpose was of showing how to use the method to find some key factors for managing the application of organic matter to soils. Secondly, we transformed the dynamic model into a transitional matrix and defined an eigenvalue to characterize the stability of the matrix. Eigenvalues became an index to show the rate of decomposition after the system being stabilized. Dynamic simulation proved the characteristics of the eigenvalues. Accordingly, the relationship between annual input and stabilized level of soil organic matter was formulated. Several cases were studied as for the references of showing how to improve the level of soil organic contents.

Key words : Organic matter, Transformation, Simulation

有機農業之意義及有關試驗之檢討

王銀波[1] 趙震慶[2]

摘要：有機農業之定義寬嚴界定因人而異，主要在倡導自然界物質之循環利用，維護生態環境，節省能源，減少污染及土地之永續利用，生產安全健康的農產品。基於此種觀點，在本省中、南部設置相關試區，測試有機農法理念在台灣地區進行之可能性，包括利用輪作，間作，生物防治及微生物肥料於耕作中。

綜合目前試驗成果顯示，有機農耕法作物產量漸與慣行法相近，或略爲增產。產品風味佳但外形與色澤差。病蟲害與雜草量仍高於慣行農耕法。使用大量廄肥而改善土壤理化性質，增進土壤微生物活性，但造成部份元素聚積。台茶12號於有機農法下之產量優於慣行農法。共榮作物相互間作有利亦有害。發展農家自製堆肥有助有機農業之發展。爲發展台灣有機農業或折衷式有機農業以滿足多元消費者與生產者之需，本報告建議今後重要發展方向。

關鍵字：有機農業，田間管理，土壤。

一、有機農業

在美國新興農業科技背景資料裡，Liebhardt與Harward認爲有機耕種法係指儘量少用或避免使用化學肥料及農業藥劑，而配合豆科植物在內之綠肥作物輪作制度，農場與農場外廢棄物以及含植物養分之礦物元素之岩石等之利用，以維持農業生產之耕種方式(1,2,3)。日本方面岡田茂吉1935年提倡自然農法主張完全不使用化學肥料、人糞尿、防治病蟲害之化學藥劑或其他化學物質，而採用天然有機物以培養健康之土壤，以生產健康之作物，同時利用生態平衡之原理以防治病蟲害(4)。岡田論文認爲火水土三原素爲農作物生育原動力，使日照良好，充分供給水分，栽培在淨土上，確實可達到至今所無的大成果。基本理念爲順應自然，尊重自然，自然農法之原理爲發揮土壤之偉大力量(5)。

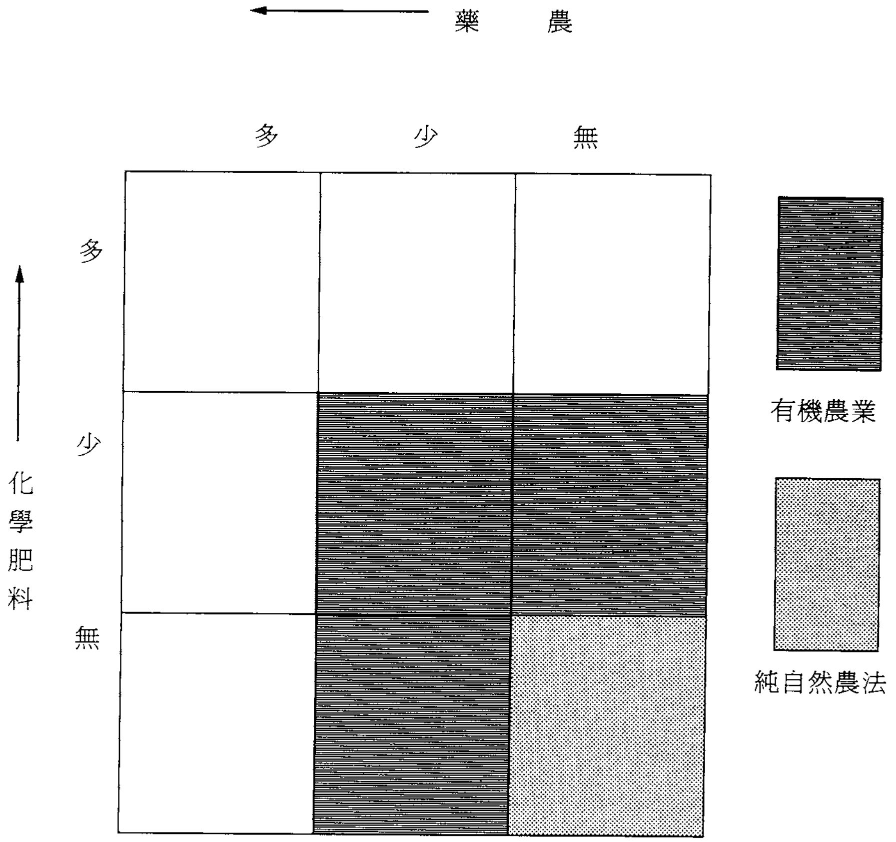
事實上類似有機農業的說法非常多，各自有不同之立場與觀點，因此對此種農耕法之稱呼亦不一樣。一般而言，下列名稱是我們較常看到的(6-9)：

有機農業 (organic farming)
自然農業 (natural farming)
再生農業 (regenerative agriculture)
低投入農業 (low input agriculture)
永續農業 (sustainable agriculture)
低投入永續農業 (low input sustainable agriculture)

[1] 國立中興大學土壤環境科學系教授
[2] 國立大學土壤環境科學系副教授

替代農業 (alternative agriculture)
生物動態農業 (bio-dynamic agriculture)
生物農業 (biological agriculture)
再生農業 (renewable agriculture)
有機生物性農業 (organic bio-agriculture)
野生農業 (wild farming)
綜合農業 (holistic farming)
低資源農業 (low resource farming)
生態型農業 (ecological farming)
農業生態性農業 (agro-ecological farming)
綜合農耕法 (integrated farming)

有機農業之定義寬嚴界定因人而異，自完全自然放任的生態平衡農業耕作方式至不施用化學肥料及農業藥劑或有限度使用化學肥料與農業藥劑的農業耕作方式，主要在倡導自然界物質之循環利用，維護生態，節省能源，減少污染，土地之永續利用，生產安全健康的農產品，可與宗教、生態保護、農藥受害、地力維持、祈求安全食品者相結合發展。



圖一 有機農業範圍界定

二、本省有機農業之試驗

1974年日本一樂照雄[10]主持之有機農業研究會(現在改名爲日本有機農業研究會)憂慮近代(化學)農法所有的各種缺點，尤其是地力減退與農藥害，在其研究會規約第一條規定「探求不致環境破壞，可維持與培養地力，生產健康且味道良好食物的農法」。簡單而言，與許多前面的農法一樣，需要一個簡潔的名詞，故如用美國Rodale的有機農法(Organic Farming)[11]這名詞，含有對現代(化學)農法—這種非常不自然過份無機化的反語，希望把它拉回到本來自然界應有的農業姿態[12]。

自1986年洪崑煌與王銀波[1]之美國新興科技有機農業之評估後，農委會開始推動有機農業可行性技術之研究[8]，經二年籌備，在1988 年進行綜合性之有機農法觀察研究，包含了相關技術如(1)有機農業爲前提之作物輪、間作系統 (2)有機肥培之技術問題及經濟效益 (3) 無農藥之植物保護技術 (4)有益土壤微生物之利用等等。

中興大學土壤系與高雄、台南兩區農業改良場合作，1988年在旗山與鹿草兩地設置長期觀察區，以比較傳統農法與有機農法，又現實上沒有那麼多之有機肥料可滿足全台施行有機農法，且美國有機耕種法亦允許使用少量之化學肥料與農業藥劑，爲確保產量而避免品質受影響增一折衷農法(即有限度使用農藥與化學肥料)，參予試驗。探討在不同輪作系統之地力變化，養分收支，微生物消長，雜草與病蟲害狀況、收穫物之產量與品質，經濟效益等之差異情形。有機農業雖以維持與增進地力爲主，但爲不用或少用農藥所帶來的雜草與病蟲害問題，輪作制度之選擇至爲重要，因此除了設置兩個輪作制度去滿足地力維持、雜草與病蟲害之減少等等。有機農法區尙包括病蟲害生物防治如蘇力菌，性荷爾蒙之利用，天然胺基酸甲硫胺酸(Methionine)之施用，作物殘體、綠肥作物及微生物肥料如固氮菌、菌根菌、溶磷菌之應用等。

由於部份農民之需求與研究者之重視，此種觀察試驗先後增設於大村鄉(台中區農業改良場)台東鎮(台東區農業改良場)吉安鄉(花蓮區農業改良場)。並觀測特種作物及園藝作物如葡萄(台中區農業改良場)茶葉(茶葉改良場)等。另外則有共榮、忌避作物之探討(台中區農業改良場)等，其成果刊登於83年度土壤肥料試驗研究成果報告(下)內，現僅以旗山區爲例，配合其他試驗成果介紹。在旗山區之輪作系統如表一：

表一、輪作系統

Table 1. Cropping systems and crops used in experiment.

Rotation	1988(1990)		1989(1991)		1990(1992)	
System	Summer	Autumn	Spring	Summer	Autumn	Spring
I	Green[1.] manure	Cabbage[2.]	Sweet corn	Paddy rice	Beans	Sweet corn
II	Green manure	Sweet corn	Beans	Paddy rice	Radish	Beans

1. Planted Tsuno-Kusa nemu(*Sesbania roxburgii*).

2. Cabbage intercropped with legume in organic farming plot.

黃等[13]及林[14]報導有機農法之產量受作物種類與種植季節之影響大，一些需氮肥量高而生育期較短的作物如甘藍與蘿蔔等，在秋作以有機農法管理之下，其產量表現均不儘理想，分別比慣行農法減產10.8%～29.1%，12.3～42.6%及5.5～6.9%之間；但有機農法春作甜玉米之表現優異，較慣行農法增產4.5～26.2%之間(表二、三)。另一些需氮肥較少的作物如毛豆及矮性菜豆，於水稻後作以有機農法較優。夏作水稻有機農法於前二輪迴顯著減產，但第三輪迴時則與慣行農法相近，至於折衷農法之各作物產量互有增減。

表二、不同農耕法對第 I 輪作系統之各作物產量影響之比較

Table 2. Comparison of crop yield under different farming methods in rotation Ⅰ.

Cycle NO.	Year	Crop Season	Crops	CF[1]	IF	OF	LSD
				-----(t/ha)-----			5%
Cycle 1.	1988	Summer	Green manure	19.53	19.53	19.53	—
		Autumn	Cabbage	81.08	82.24(+1.4)[2]	61.60(-24.0)	4.00
	1989	Spring	Sweet corn	10.52	9.84(-6.5)	11.43(+ 8.7)	1.52
		Summer	Paddy rice	4.89	4.79(-2.0)	4.02(-17.8)	0.36
		Autumn	Vegetable soybean	6.26	6.81(+8.8)	7.24(+15.7)	0.61
	1990	Spring	Sweet corn	7.87	8.39(+6.6)	8.22(+ 4.5)	0.84
Cycle 2.		Summer	Green manure	26.38	25.00(-5.2)	26.88(+ 1.9)	1.23
		Autumn	Cabbage	70.94	67.92(-4.3)	63.25(-10.8)	3.67
	1991	Spring	Sweet corn	10.62	11.07(+4.2)	11.13(+ 4.8)	1.91
		Summer	Paddy rice	6.58	5.45(-17.1)	5.27(-19.9)	0.43
		Autumn	Processing bean	8.54	9.08(+ 6.3)	8.73(+ 2.2)	0.66
	1992	Spring	Sweet corn	7.07	8.30(+17.4)	8.92(+26.2)	0.64
Cycle 3.		Summer	Green manure	36.63	34.63(- 5.5)	41.37(+12.9)	1.46
		Autumn	Cabbage	64.72	56.39(-12.9)	45.91(-29.1)	4.02
	1993	Spring	Sweet corn	9.40	10.20(+ 8.5)	10.25(+ 9.0)	0.37
		Summer	Paddy rice	6.72	6.67(- 0.7)	6.78(+ 0.2)	0.18
		Autumn	Vegetable soybean	7.26	7.68(+ 5.7)	9.68(+33.3)	0.26
	1994	Spring	Sweet corn	9.85	10.23(+ 3.9)	10.64(+ 8.0)	0.23

1. CF: Conventional farming; IF: Intermediate farming; OF: Organic farming

2. Increased or decreased percentage of yield in IF or OF over CF.

3. Cited from S.S. Huang et al., 1995.

表三、不同農耕法對第II輪作系統之各作物產量影響之比較

Table 3. Comparison of crop yield under different farming methods in rotation II.

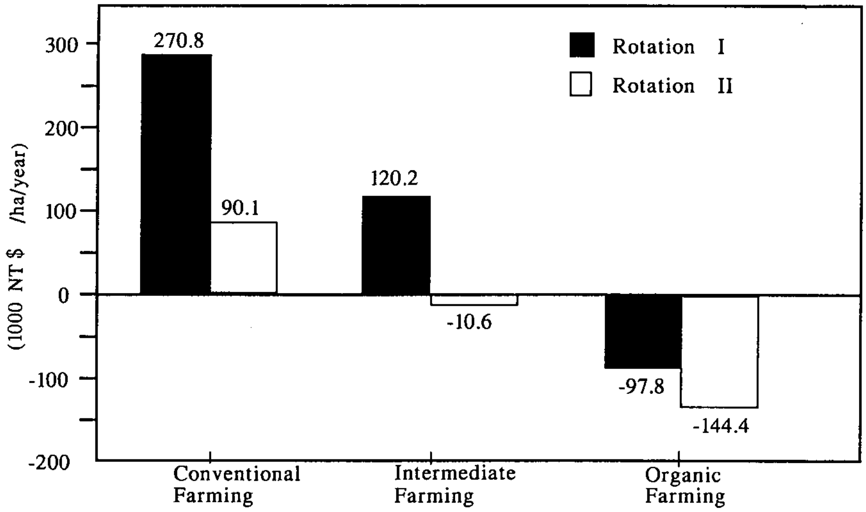
Cycle NO.	Year	Crop Season	Crops	CF[1]	IF	OF	LSD 5%
				(t/ha)			
Cycle 1.	1988	Summer	Green manure	19.53	19.53	19.53	—
		Autumn	Sweet corn	11.70	12.47(+6.2)[2]	11.06(- 5.5)	1.52
	1989	Spring	Vegetable soybean	5.68	5.89(+3.7)	5.08(-10.5)	0.51
		Summer	Paddy rice	5.69	5.07(-11.0)	4.69(-17.9)	0.51
		Autumn	Radish	29.01	23.78(-18.0)	25.47(-12.3)	0.91
	1990	Spring	Vegetable soybean	7.19	7.42(+3.2)	7.36(+ 2.4)	0.48
Cycle 2.		Summer	Green manure	25.00	22.88(-8.5)	21.75(-13.0)	1.68
		Autumn	Sweet corn	10.13	9.96(-1.8)	9.43(- 6.9)	0.96
	1991	Spring	Vegetable soybean	6.61	6.26(-6.3)	6.17(- 6.7)	0.46
		Summer	Paddy rice	4.77	5.23(+9.6)	5.02(+ 5.3)	1.64
		Autumn	Radish	29.14	26.42(- 9.3)	24.63(-15.5)	0.87
	1992	Spring	Vegetable soybean	6.99	6.97(- 0.3)	6.75(- 3.5)	1.01
Cycle 3.		Summer	Green manure	37.62	33.62(-10.6)	42.00(+11.6)	1.56
		Autumn	Sweet corn	8.89	8.49(- 4.5)	8.38(- 5.7)	0.13
	1993	Spring	Vegetable soybean	6.09	5.13(-15.8)	5.10(-16.3)	0.15
		Summer	Paddy rice	7.13	6.73(- 5.7)	6.99(- 2.0)	0.14
		Autumn	Radish	37.09	25.45(-31.4)	21.29(-42.6)	0.71
	1994	Spring	Vegetable soybean	6.98	6.85(- 1.9)	6.56(- 6.0)	0.20

[1,2,3]. Same as table 2.

黃等[13]又指出病蟲害對作物之危害程度亦受不同農耕法，栽培季節及作物種類之影響而差異大。供試作物在有機農法管理之下，主要蟲害之危害率，比慣行農法高出約2倍以上(表四、五)，春植者比秋植者稍重，蔬菜類又比農藝作物類(水稻、甜玉米及毛豆)嚴重，惟各作物除偶有嚴重發生外，其他尚不致達無法控制之程度。又重要病害之發生，農藝作物類之有機農法亦比慣行農法嚴重，但蔬菜類反而有機農法較輕微。各期作在有機農法管理之下之雜草發生遠比慣行農法爲多(表六)，於田間雜草發生高峰期雜草數爲慣行農法之1.5～3.6 倍，折衷農法則爲期1.2～2.0倍。至於農產品質方面，一般言之，有機農法之農產品質比慣行農法略優，如甘藍、蘿蔔與毛豆之口味，甜玉米之甜度及稻米之完整米粒等(表七、八)，均比慣行農法表現稍佳，但產品外觀較慣行農法爲差，其餘測定項目則不易分辨。

比較有機農法與慣行農法之生產成本結構(圖二)，前者之肥料及人工遠高於後者，造成有機

農法總生產成本偏高2.0～4.2倍，且使兩輪作系統之平均年收益均為負值。



圖二、不同輪作系統與農耕法之生產效益比較

Fig.2. Comparison of production profit by using different farming under two rotation system. (引用自黃等,1995)

表四、第 I 輪作系統之各作物不同在農耕法下病蟲害發生比較

Table 4. The infection rates of disease and insect at maturing stage of crops in rotation Ⅰ.

Cycle NO.	Year	Crop Season	Crops	Disease infection CF[1]	IF	OF	Insect infection CF[1]	IF	OF
				-----(%)-----					
Cycle 1.	1988	Summer	Green manure	—	—	—	—	—	—
		Autumn	Cabbage	37. 0	27. 5	7. 5	2. 5	10. 0	65. 3
	1989	Spring	Sweet corn	7. 0	11. 0	26. 6	3. 1	5. 2	35. 0
		Summer	Paddy rice	18. 8	32. 5	45. 4	22. 8	43. 2	58. 6
		Autumn	Vegetable soybean	1. 5	56. 3	6. 1	4. 2	19. 8	38. 5
	1990	Spring	Sweet corn	16. 8	24. 6	56. 8	8. 5	12. 6	31. 2
Cycle 2.		Summer	Green manure	—	—	—	—	—	—
		Autumn	Cabbage	18. 0	21. 5	11. 0	14. 0	13. 5	40. 5
	1991	Spring	Sweet corn	80. 5	100. 0	64. 0	37. 5	70. 0	78. 0
		Summer	Paddy rice	63. 2	35. 1	40. 7	28. 7	15. 0	38. 8
		Autumn	Processing bean	14. 2	28. 6	82. 4	8. 5	12. 2	28. 8
	1992	Spring	Sweet corn	100. 0	80. 4	70. 6	66. 5	89. 0	90. 5
Cycle 3.		Summer	Green manure	—	—	—	—	—	—
		Autumn	Cabbage	45. 0	47. 5	37. 5	27. 5	32. 0	30. 0
	1993	Spring	Sweet corn	16. 4	18. 7	24. 3	100. 0	100. 0	98. 3
		Summer	Paddy rice	14. 6	24. 3	26. 5	11. 5	13. 2	16. 4
		Autumn	Vegetable soybean	97. 4	95. 3	64. 7	79. 4	89. 6	100. 0
	1994	Spring	Sweet corn	100. 0	100. 0	92. 7	100. 0	100. 0	80. 3

1. Same as table 2.

表五、第II輪作系統之各作物不同在農耕法下病蟲害發生比較

Table 5. The infection rates of disease and insect at maturing stage of crops in rotation II.

Cycle NO.	Year	Crop Season	Crops	Disease infection CF[1] (%)	IF	OF	Insect infection CF[1]	IF	OF
Cycle 1.	1988	Summer	Green manure	—	—	—	—	—	—
		Autumn	Sweet corn	72.9	87.2	90.1	21.8	25.3	32.3
	1989	Spring	Vegetable soybean	6.1	4.4	16.2	16.3	22.4	100.0
		Summer	Paddy rice	12.2	28.3	37.8	19.9	30.7	68.5
		Autumn	Radish	6.0	2.2	3.1	2.3	5.5	32.0
	1990	Spring	Vegetable soybean	6.0	11.2	21.6	11.4	18.6	42.2
Cycle 2.		Summer	Green manure	—	—	—	—	—	—
		Autumn	Sweet corn	92.3	93.0	85.0	25.0	40.0	55.0
	1991	Spring	Vegetable soybean	48.8	84.2	95.0	38.0	62.5	75.0
		Summer	Paddy rice	100.0	80.5	68.9	10.0	13.8	21.3
		Autumn	Radish	15.6	6.0	2.0	36.0	47.6	100.0
	1992	Spring	Vegetable soybean	16.3	10.0	11.3	27.5	56.0	65.0
Cycle 3.		Summer	Green manure	—	—	—	—	—	—
		Autumn	Sweet corn	15.0	35.0	35.0	87.5	77.5	67.5
	1993	Spring	Vegetable soybean	4.0	7.5	12.0	4.2	11.5	24.0
		Summer	Paddy rice	11.2	15.6	21.4	9.1	12.6	14.9
		Autumn	Radish	14.3	2.4	5.1	100.0	100.0	100.0
	1994	Spring	Vegetable soybean	0.0	0.0	2.5	12.5	15.0	42.5

1. Same as table 2.

表六、不同農耕法下之各作物平均雜草發生數比較

Table 6. Comparsion of the occurence frequency in average weeds for crops under different farming method.

Crops	Rotation system	CF*	IF NO./m²	OF
Sweet	R. I (2)	109(100)	187(172)(3)	361(331)(3)
corn	R. II(1)	159(100)	194(122)	242(152)
Vegetable	R. I (1)	68(100)	96(141)	139(204)
soybean	R. II(2)	157(100)	310(197)	459(292)
Cabbage	R. I (1)	136(100)	215(158)	251(251)
Raddish	R. II(1)	203(100)	386(190)	734(362)
Paddish	R. I (1)	21(100)	30(143)	64(305)
rice	R. II(1)	18(100)	24(133)	76(317)

(1),(2). The average of 3 ,6 crops season, respectively.

(3). Increase or decrease percentage in IF or SF over CF No. of weeds.

* Same as table 2.

表七、不同農耕法下旱作類作物農產品質之外觀與食味品評測定比較

Table 7. Comparsion of appearance and panel test under different farming methods for some upland crops.

Crops	Rotation system	Crop season	Farming method	Appearance	Brix	Panel test				
						Aroma	Sweet-ness	Flavor	Color	Total
Sweet corn	R. I	Spring[2]	C F[3]	6.80	14.8	6.83	6.91	7.09	—	7.06
			I F	6.99	15.4	6.74	7.12	7.07	—	7.01
			O F	6.72	16.1	7.01	7.31	7.25	—	7.25
	R. II	Autumn[1]	C F	7.46	14.1	6.79	6.94	6.93	—	7.26
			I F	7.30	15.5	6.72	7.05	7.08	—	7.45
			O F	7.11	16.2	6.96	7.40	6.97	—	7.53
Vegetable soybean	R. I	Autumn[1]	C F	7.25	—	6.91	6.95	6.71	6.74	6.77
			I F	7.36	—	6.95	6.89	6.79	6.73	6.85
			O F	7.29	—	7.10	6.99	6.93	6.49	6.77
	R. II	Spring[2]	C F	7.61	—	7.03	7.19	7.29	7.62	7.54
			I F	7.37	—	7.05	7.22	7.25	7.31	7.39
			O F	7.28	—	7.37	7.61	7.60	7.00	7.52
Processing bean	R. I	Autumn	C F	7.89	—	6.93	6.86	7.36	7.04	7.16
			I F	7.46	—	6.95	6.80	6.76	6.87	6.86
			O F	6.32	—	7.03	6.94	6.53	6.78	6.80

1,2. The average of 3 and 6 crops season, respectively.

3. Same as table 2.

表八、不同農耕法下蔬菜類作物農產品質之外觀與食味品評測定比較

Table 8. Comparsion of appearance and panel test under different farming methods for some vegetables.

Crops	Rotation system	Crop season	Farming method	Appearance	Panel test				
					sweet-ness	Flavor	Texture	Color	Total
Cabbage	R. I	Autumn[1]	C F[2]	7.78	6.65	7.10	6.64	—	6.90
			I F	7.53	7.02	7.19	6.86	—	7.27
			O F	6.88	7.41	7.57	7.26	—	7.61
Radish	R. II	Autumn[1] Autumn	C F	6.73	6.86	6.52	6.57	—	6.63
			I F	6.39	6.79	6.87	6.69	—	6.62
			O F	6.54	6.72	7.18	6.74	—	6.90

1. The average of 3 crops season.

2. Same as table 2.

王等[15]，王與趙[16]測試有機農耕法土壤理化性質在長期施用廄肥下之改變，並與慣行農耕法相對比，結果顯示兩試區土壤總體密度隨種時期增加而漸以OF低於CF，而IF居中。孔隙率與粒團安定度由大而小排列爲OF>IF>CF，均於第三循環時差異顯著(表九)。試驗開始後第二年有機農耕法土壤pH即升至微鹼性直到試驗結束。土壤有機質含量至第一循環結束時均以OF>IF>CF，經六年試驗後土壤有機質含量OF區較CF區增加25%至100%差異顯著。土壤全氮量OF>IF>CF，趨向與土壤有機質相似，僅發生時間較晚。CEC 至第二輪後OF顯著高於CF，而IF 居中差異不顯著(表十)。土壤有效性磷，交換性鉀，鈣，鎂及鹽酸萃取性銅與鋅皆以OF>IF>CF(表十一)，呈現差異或具顯著性差異，視養分種類，地區及輪作系統而有先後之別。

外移食用部份作物含氮量，顯示有機農耕法初期氮量供應不足(表十二)，尤其是快速生長之蔬菜與水稻，然隨時間增加而縮小差異。磷，鉀，鈣，鎂及銅的含量差異不大。作物鋅含量至第五年後OF區顯著高於CF區[16]。

有機農耕法對土壤微生物族群數的增進效應小於對活性之效應，施用有機肥料後之有機農耕法土壤的土壤脫氮作用顯著高於慣行農耕法。大豆根瘤固氮作用與囊叢枝菌根菌孢子密度，有機農耕法高於慣行農耕法，部份採樣期兩種耕作法之間的差異達顯著水平[17]。

對長年作物爲例，桃園埔心及南投鹿谷茶園探討有機、折衷及化學肥培管理方式對茶菁收量、品質、雜草及病蟲害發生、茶園土壤理化性質變化、及耕作成本之影響顯示：茶園有機農法耕作以選擇較爲孤離之茶園爲佳，所使用之品種以台茶十二號較能抵抗蟲害之侵襲、且較耐旱、茶菁收量也較高。若配合機械中耕除草及有機肥之施用攪拌覆土，茶行之間距以1.8公尺左右爲佳，較適合機械化作業。有機農法茶園因有機肥之施用有稍爲提高茶葉品質之趨勢。有機農法茶園要比

表九、作物收穫期表土總體密度，孔隙率及團粒安定度之變化

Table 9. The changes of surface soil bulk density, total porosity and aggregate stability

Sampling time	Rotation system I				Rotation system II			
	CF[1]	IF	OF	LSD 5%	CF[1]	IF	OF	LSD 5%
				Bulk density Mg m^{-3}				
Sep., 89	1.39	1.42	1.37	0.08	1.38	1.42	1.30	0.19
May., 94	1.33	1.29	1.19	0.06	1.32	1.30	1.29	0.08
				Total porosity				
Sep., 89	0.463	0.435	0.460	0.002	0.448	0.430	0.445	0.015
May., 94	0.506	0.520	0.546	0.021	0.496	0.494	0.510	0.025
				Aggregate stability %				
Sep., 89	21.9	24.4	23.9	4.2	19.9	21.4	21.4	3.8
May., 94	23.8	26.8	34.1	2.5	21.3	30.5	32.3	2.6

(1) CF: Conventional farming; IF: Intermediate farming; OF: Organic farming.

表十、收穫期表土pH，有機質與全氮量及陽離子交換能量之變化

Table 10. The changes of surface soil pH, organic matter, cation exchange and total nitrogen sampled at crops harvest.

Sampling time	Rotation system I				Rotation system II			
	CF[1]	IF	OF		CF[1]	IF	OF	
				Soil PH				
				Chishan area				
1988, Oct.	6.9	6.5	6.8		6.4	6.5	6.7	
1994, May.	5.9	7.4	7.3		6.3	7.4	7.2	
		Lutsao area						
1988, Oct.	6.6	—	6.2		5.7	—	6.5	
1994, May.	5.5	7.1	7.3		6.0	7.2	7.6	
				Soil organic matter g Kg^{-1} soil				
				Chishan area				
1988, Oct.	22.9	18.6	23.3	8.3	22.3	23.3	21.8	6.6
1994, May.	21.1	26.1	39.2	4.8	20.8	24.6	35.0	3.2
		Lutsao area						
1988, Oct.	14.1	—	13.1	5.3	14.9	—	17.5	6.5
1994, May.	14.1	18.8	24.2	3.8	15.4	19.3	19.5	1.3
				Soil total nitrogen g N Kg^{-1} soil				
				Chishan area				
1988, Oct.	1.5	1.6	1.7	0.1	1.6	1.7	1.6	0.2
1994, May.	1.2	1.7	2.2	0.3	1.3	1.5	1.8	0.2
				Lutsao area				
1988, Oct.	0.9	—	1.1	0.3	1.0	—	1.0	0.2
1994, May.	0.9	1.1	1.3	0.2	1.0	1.2	1.2	0.1
				CEC cmol Kg^{-1} soil				
				Chishan area				
1988, Oct.	8.00	8.32	9.48	—	7.80	7.93	8.71	—
1994, May.	8.08	8.72	9.78	0.81	9.07	9.44	10.83	0.84
				Lutsao area				
1988, Oct.	9.22	—	10.32	—	9.71	—	10.22	—
1994, May.	10.04	11.17	11.10	1.60	10.65	12.13	12.34	1.51

(1) Same as in Table 9.

表十一、作物收穫期表土有效性磷，交換性鉀與鈣及可萃取性鋅之含量之變化

Table 11. The changes of surface soil available phosphorus exchangeable potassium and calcium, and extractable zinc sampled at crops harvest.

Sampling time	Rotation system I				Rotation system II			
	CF(1)	IF	OF	LSD 5%	CF(1)	IF	OF	LSD 5%
				P mg Kg^{-1} soil				
				Chishan area				
1988, Oct.	105	96	104	17	111	116	86	37
1994, May.	70	93	121	14	71	128	174	11
				Lutsao area				
1988, Oct.	16	—	28	6	28	—	17	8
1994, May.	27	43	74	20	31	45	57	13
				K cmol Kg^{-1} soil				
				Chishan area				
1988, Oct.	0. 22	0. 27	0. 27	0. 06	0. 24	0. 28	0. 30	0. 06
1994, May.	0. 22	0. 28	0. 46	0. 06	0. 24	0. 40	0. 56	0. 13
				Lutsao area				
1988, Oct.	0. 25	—	0. 30	0. 03	0. 30	—	0. 26	0. 10
1994, May.	0. 28	0. 36	0. 45	0. 12	0. 32	0. 44	0. 48	0. 07
				Ca cmol Kg^{-1} soil				
				Chishan area				
1988, Oct.	5. 69	5. 31	6. 60	0. 82	4. 64	5. 25	6. 34	0. 56
1994, May.	3. 42	6. 02	8. 80	1. 15	3. 23	5. 56	7. 85	1. 12
				Lutsao area				
1988, Oct.	5. 02	—	5. 06	1. 06	4. 52	—	6. 03	0. 43
1994, May.	3. 39	5. 35	5. 26	1. 27	2. 91	4. 21	4. 87	1. 90
				Zn mg Kg^{-1} soil				
				Chishan area				
1988, Oct.	9. 4	8. 7	11. 5	2. 3	8. 5	9. 0	10. 2	2. 1
1994, May.	10. 3	19. 7	30. 6	3. 4	8. 7	16. 6	27. 2	2. 5
				Lutsao area				
1988, Oct.	6. 9	—	7. 1	0. 1	6. 9	—	7. 4	1. 2
1994, May.	6. 1	11. 2	17. 0	3. 8	5. 7	8. 8	11. 0	1. 6

(1) Same as in Table 9.

表十二、收穫期作物含氮與鋅量

Table 12. The nitrogen and zinc content of crops at harvest.

Sampling time	Rotation system I					Rotation system II				
	Crops	CF(1)	IF	OF	LSD 5%	Crops	CF(1)	IF	OF	LSD 5%
					N %					
					Chishan area					
1989, Jan.	Cabbage (Leaves)	2.41	1.63	1.61	0.38	Sweet corn (Ears)	1.97	1.70	1.91	0.43
1989, Sep.	Rice (Grain)	1.20	1.12	0.99	0.15	Rice (Grain)	1.13	1.17	0.99	0.04
1993, Sep.	Rice (Grain)	1.04	1.09	1.07	0.22	Rice (Grain)	1.29	1.11	1.18	0.22
1994, Jan.	Vegetable soybean (Pod)	3.88	3.82	3.81	0.16	Rodish (Root)	2.03	2.28	1.94	0.34
					Zn mg Kg^{-1} crop					
					Chishan area					
1989, Jan.	Cabbage (Leaves)	29.39	19.26	19.97	7.26	Sweet corn (Ears)	27.70	26.80	30.49	4.90
1994, May.	Sweet corn (Ears)	40.45	34.06	41.30	14.08	Vegetable soybean (Pod)	25.07	43.05	39.02	12.08

(1) Same as in Table 9.

一般農法茶園每年多二至三次之雜草防治。覆蓋可解決雜草問題，但則不利大量有機肥料之施用(18)。

在石岡鄉及大村鄉進行共榮作物試驗，石岡鄉以甜玉米、馬鈴薯、毛豆爲主作間作其他作物(胡瓜、菜豆、花豆、蔥、白菜、蘿蔔)；大村鄉保持甜玉米、大蒜、毛豆爲主作間作其他作物(矮性菜豆，花生、油菜、花豆、菠菜、胡蘿蔔、萵苣、土白菜、蘿蔔、蔓性菜豆、毛豆等)。毛豆間作紅蘿蔔、甘藍、萵苣均較單作毛豆之毛豆產量爲高，馬鈴薯間作菜豆、花豆、豌豆較單作馬鈴薯爲高，間作不但不使主作產量下降，反而有共榮增產趨勢。但間作不適當作物則有相反效果，使主作產量下降，如大蒜間作紅蘿蔔產量不減而相似外，間作菠菜與花豆則減產(19)。

有機肥效果之試驗，在有機農業或作物施肥計劃內均有所見，但有機堆肥自製造至肥效整貫試驗者甚少，雖然製造方面亦有水產廢棄物、農產廢棄物、太空包等堆肥之研究，亦頗有成功之

堆肥之製造[20,21,22]。

三、有機農業將來應該探求之問題

爲發展台灣之有機農業或折衷式有機農業(折衷農業)以滿足多元消費者消費與生產者生產之需要，下列工作必需繼續探索，以闡明其影響。

1.有機肥培之技術及經濟效益

⑴有機資源之利用，尤其是綠肥、作物殘體、有機肥料之直接或醱酵後之施用方法、品質與規格、肥效

⑵有機與折衷栽培時對農作物產量、品質及經濟效益之影響

⑶折衷式栽培時，短期保持相對高產之有機肥料之用量與用法、安全最少用藥之探求

⑷長期施用對土壤肥力及生態環境之影響，有機農法下土壤肥力各因子之診斷標準

2.有機農法爲前提之輪作與間作

⑴適合有機農業品種之篩選，以達抗病蟲害、吸肥力強之目的

⑵作物之季節適應性及作物間共榮、相克

⑶如何輪作以抗病蟲害、消滅雜草，固氮以維持地力，不同養水分之利用以維護地力。

3.無農藥病蟲害防治之技術

⑴利用天然產物防治病蟲害技術

⑵利用天敵與生物防治病蟲害技術

⑶克服小農制度下生物防治效果之降低技術

4.有益土壤微生物之利用

⑴固氮菌、菌根菌及溶磷菌之利用與高品化

⑵非共生固氮菌之選拔與研究

⑶複合有益微生物之研究發展

⑷作物殘體在土壤中分解之促進

5.農業廢棄物堆肥化之研究與利用

⑴利用當地主要農產廢棄物之堆肥製造技術

⑵堆肥礦化釋放養分種類、量與實況

⑶礦化養分對影響作物生產因子之影響

6.有機物施用對收穫物品質之影響

⑴對作物品質如糖度、胺基酸含量等之影響

⑵對作物耐貯性，如表皮厚度、硬度，鈣、鉀、矽等含量關係等

⑶硝酸態含量之影響

結　　論

國內進行有機農耕法可行性之研究，結果顯示以動物廏肥維持作物生產，於試驗初期數年內，顯示氮肥不足而且產量下降，尤其是生長期短之蔬菜或水田種植之稻米，此種現象尤爲明顯，但

隨栽培期之增長而漸漸削弱。產品風味佳，但產品粗劣，雖用生物防治劑抑制蟲害，但仍高於慣行農耕法。作物病害則視作物種類與季節而異。有機農法雜草率高。土壤理化及生物性質均獲增進，但鈣、鎂與鋅有累積徵象。除植體含氮量在試驗初期因有機肥料供氮能力不足而有機農法所生產之作物偏低外，其後及其他養分均與慣行農耕法相近。茶園進行有機農法以台茶12號爲例略優於慣行農耕法。適當共榮作物有助部份作物產量增加及降低病蟲害。總之，有機農法在目前的條件下，注意肥培與田間管理，在本省是能以有機農法生產食用作物。

參考文獻

1.洪崑煌、王銀波 (1987) 有機農業. 新興科技在台灣農業運用之可行性及其影響. 農委會 228-237

2.National Research Council (1989) Alternative Agriculture , National Academy Press, Washington, D.C. USA.

3. Vogtmann, H.(1984) Organic Farming Current Technology and Its Role in a Sustainable Agriculture. ASA Special Publication No.46 P.37-49.

4.太田保夫 (1989) 日本之有機農業. 謝順景、謝慶芳主編. 有機農業. 台中區農業改良場 51-57

5.自然農法國際研究開發ヤンタ—技術研究部(1987)MOA 自然農法. 農文協

6.黃山內 (1989) 有機農業之發展及其重要性. 謝順景、謝慶芳主編. 有機農業. 台中區農業改良場 21-30

7.謝順景 (1989) 歐美國家之有機農業. 謝順景、謝慶芳主編. 有機農業. 台中區農業改良場 31-49

8.蘇楠榮 (1989) 台灣有機農業之未來展望與研究方向.謝順景、謝慶芳主編. 有機農業. 台中區農業改良場 245-248

9.王銀波、黃山內、黃賢喜、黃伯恩、謝元德、陳淑貞(1990) 考察日本有機農業生產技術及產銷系統. 出國考察報告書

10.一樂照雄 (1974) 有機農法. 人間選書.

11.Harwood, R.R. (1984) Organic Farming Research at Rodale Research Center. A.S.A. Special Publication No46 P.1-18

12.荷見武敬、鈴木博、河野直儀 (1989) 有機農業.家の光協會

13.黃賢喜、蘇俊茂、戴順發、陳東鐘 (1995) 有機農業可行性之研究. 83年度土壤肥料試驗研究成果報告(下) 402-419

14.林滄澤 (1995) 有機農業可行性之研究. 83年度土壤肥料試驗研究成果報告(下) 420-446

15.王銀波、趙震慶、黃山內 (1993) 永續性農耕法對土壤性質與養分供應量之影響.黃秀華、謝順景、陳慶忠主編.永續農業 9-46

16.王銀波、趙震慶 (1995) 有機與化學農法下土壤環境及養分收支之比較. 83年度土壤肥料試驗研究成果報告(下) 491-555

17.趙震慶 (1995) 不同輪作制度下土壤微生物族與活性之比較

18.林木連、施金柯、巫嘉昌、邱進返 (1995) 茶園有機耕作法肥培管理方法之探討. 83年度土壤肥料試驗研究成果報告(下) 460-478

19.王錦堂 (1993) 永續農法之共榮作物栽培. 黃秀華、謝順景、陳慶忠主編. 永續農業 127-140

20.林景和 (1993) 太空包菇類廢渣之農業利用. 黃秀華、謝順景、陳慶忠主編. 永續農業 93-102
21.蔡永皞、施純堅 (1995)水產廢棄物堆肥化之開發與應用. 83年度土壤肥料試驗研究成果報告(下) 376-388
22.廖乾華 (1995) 利用農產廢棄物製造有機肥料技術之研究. 83年度土壤肥料試驗研究成果報告(下) 389-401

Organic Farming and Its Experiment in Taiwan

The definitions of organic farming are diversified based on the principles emphasized. In general, organic farming system are a range of technological and management options used on farms striving to reutilize nature resources, protect ecological environment, conserve energy, reduce pollution, maintain soil productivity, and produce safety and healthy crops. Therefore, the practices including crop rotation, intercroping, biological protection, and microbial fertilizers were used to some experimental fields located in the middle and the southern parts of Taiwan, in order to investigate the suitability of the system.

The combined results showed that (1)the yield and qualities of crops in the field under organic system were similar or a little superior, but the apparent exhibition was worse than, and the number of pests diseases and weeds were higher than, those in the fields under conventional system; (2) the physical and chemical properties as well as microbial activities in the soils were improved by applying high dose of composts, however, some elements were also found to be accumulated; (3) both beneficial and harmful effects were found intercroping by various crops. Synergistic crops on intercroping system must be established and (4) encourage farmers to make composts will be good for developing organic farming system.

Some suggestions were described in the papers in developing a sucessful organic farming or an alternative organic farming system in Taiwan to satisfy the needs of consummers and producers.

Key words : Organic farming, Field management, Soil.

有機質肥料之肥效試驗及結果判釋之若干觀點

連　深[1]

摘要：有機質肥料之試驗雖多，卻因試驗處理普遍欠缺系統性，正確的肥效評估並非容易。本文檢討國內外若干有機質肥料長期連用試驗，試從定量觀點分析肥料及有關因素，結果綜合如下。

1.有機質肥料之功能雖多，惟就水旱田之糧食作物而言，其實際肥效係以所含肥料要素，尤以氮素之供給為主，且可由化學氮肥所代替。c／N比低之有機質肥料(豆粕、綠肥等)，因礦化率高，肥效與化學氮肥相當；長期施用並不見土壤有機質顯著累積，肥效率自無顯著變化。c／N比高之有機質肥料(堆肥、廄肥)在施用初期則肥效率概低於施肥量相當的化學肥料，乃其礦化率較低所致。但連年施用後，因其分解殘餘之有機質逐漸累積，礦化率漸增，肥效率亦漸接近於施肥量相當之化學氮肥。但此累積之礦化率終究不超過100%，其肥效率在本質上並不超過施肥量相當之化學肥料。實際上，有機質肥料之肥效在連用後或有超越化學肥料區情形，惟差異並非很大；如化肥氮素施用得當，此種差異仍可獲相當之彌補。

2.生產力極高的水田固有較高有機質含量，惟一般言之，二者並無一定之正相關；就台灣水田而言，南部中鹼性土壤第二期作之透水性和北部酸性土壤之有效態矽酸供應能力常為優先於有機質含量的主要肥力限制因素。

3.就蔬菜、花卉等作物而言，有機質肥料之肥效誠較其他水旱田作物為高。此種效果尤以育苗期或移植期為最，係與此等作物苗期之物理性質(通氣性和保水性)需求有關。惟除此之外，在整個生育過程所表現之實際肥效則仍與所含肥料養分之釋出、供應關係最為密切，而養分之礦化率仍為主宰肥效之關鍵。

4.總之，有機質肥料的肥效，就一般作物而言，係以肥料要素，尤以氮素之供應為主。肥料要素以外的特殊效果並非非常顯著。故有機質肥料的評價應以所含肥料要素之量及其礦化速率為基礎。

有機質肥料之肥效既與所含氮素之釋出關係最為密切，施有不同有機質肥料的複雜土壤系統中有關氮素礦化之模擬、預測或一定期間可礦化氮量之化學速測等乃為有效應用有機質肥料，並使環境免於污染的重要手段。

關鍵詞：肥效，有機肥料，化學肥料。

一、前　言

為減輕石油能源之依賴及因應目前環境中大量農產廢棄物之產出，少用化學肥料、多用農畜產廢棄物所製有機質肥料乃是共識。

由於土壤有機質功能很多，諸如：(1)養分之供應及所供應養分在質上較優於化學肥料，(2)改善土壤物理性(通氣性和保水性)，有利於作物之養分和水分吸收，(3)增進土壤中之生物活性，有利於作物生長等，加之，土壤生產力與土壤有機質含量概有相關，一般對於有機質肥料的肥效常

1 台灣省農業試驗所農化系研究員兼系主任

有較高期待。但亦因有機質肥料之試驗所涉及之問題較化學肥料複雜；二者肥效之辨別不易，一般對於有機質肥料的肥效常有模糊的概念，如：(1)化學肥料的連用使土壤劣化，生產力減退；有機質肥料的連用使地力增進、生產力提高，(2)有機質肥料的肥效，很多部份是由來於肥料要素的供應以外的特殊效果等[1,2]，卻缺乏對此等效果之定量的探討。

有機質肥料如同土壤有機質，可能有很多的功能，但因時、因地及因作物之不同，其實際表現的功能可能有限，相互間亦有所不同；即其實際表現的肥效可能只是所具許多功能之一部份，而有關的機制亦有所不同。肥料的實際效果是據以評價施肥的經濟和合理施肥之依據，故肥效的大小及其機制的正確認識乃甚重要。

本文擬檢討國內外若干有機質肥料試驗，試從定量觀點分析肥效及肥效有關因素。

二、常見有機質肥料試驗處之例型及肥效之評價

有機質肥料之試驗很多，但其試驗處理卻普遍缺乏系統性，試驗結果之判釋亦常有模糊缺憾，因而正確的肥效評估並非容易。常見的處理例型如表 1。

表 1. 有機質肥料肥效試驗常見之處理例型

Table 1. Some examples of modes of treatments in the experinents with organic manures

例 1 (Example 1)

處理區別	施肥量(kg/ha)				
	N	P_2O_5	K_2O	堆 肥	雞糞**
化學肥料	120	60	60	0	0
稻草堆肥	120	60	60	12,000	0
雞糞	120	60	60	0	5000
:	:	:	:	:	:

例 2 (Example 1)

處理區別	要素總量(kg/ha)		
	N	P_2O_5	K_2O
化學肥料	120	60	60
稻草堆肥	120	60	60
雞糞	120	60	60
:	:	:	:

例 3 (Example 1)

處理區別	要素總量(kg/ha)		
	N	P_2O_5	K_2O
化學肥料	120	60	60
稻草堆肥	240	>60	>60
雞糞	240	>60	>60
:	:	:	:

表 1 之例 1 ，係在施有同量三要素肥料(120-60-60)下比較稻草堆肥和雞糞等有機肥料的效果。在這樣的處理之下，稻草堆肥區和雞糞區的收量一般都會超越化肥區，而試驗者則漠然認爲有機質肥料具有超越化肥的肥效，不太計較所超越的增產值究有多少，並勿略了此等有機質肥料或資材本身亦帶來相當可觀的要素量。更大的缺憾則是不同有機肥料的投入量慢無標準、缺乏系統性，以至於相互間的肥效評價亦不容易。

例 2 係在三要素的投入量相同之下比較化學肥料和不同有機質肥料的肥效，因有機質肥料的用量一般是以其氮素的含量作爲基準所計算，磷、鉀的投入量如有不足則以化肥補充，故此項試驗，事實上，亦是有機肥和化肥氮素肥效率之比較，可據以評價不同形態氮素之施肥經濟，亦可據以長期比較不同形態氮素對土壤生產力之影響。惟亦因此等效果係在單一的氮素用量下比較，結果之判釋缺少資源，較難作概況性的結論。

例 3 係在有機農耕法與慣行農耕法之比較試驗各種有機肥料之示範時常見。由於漠然的，不管有機肥的種類和連用年數的多寡，假定各種有機質肥料之礦化率爲50%，所得結果，若不詳加思索，將是相當的欠缺公平性和科學性。又因有機質肥料之用量甚多，如含磷較多的有機質肥料(如豬糞堆肥和雞糞堆肥)，則其累積的磷投入量將很高於化肥區。

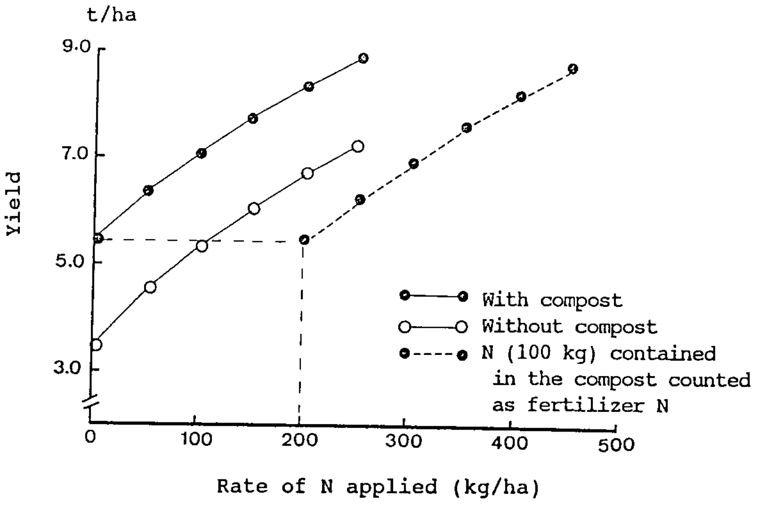


圖 1. 有機質料肥效試驗處理之另一例型及結果之判釋

Fig. 1. Another example of modes of treatments in the experiments with organic manure and its interpretations.

三、各種作物之有機肥肥效檢討

1. 稻作

(1)各種有機質肥料之相對肥效率

表 2. 各種有機肥料之氮素肥效率比較(14地點，台灣1940-42)[1]

Table 2. Relative effectiveness of various types of organic manures c ompared to application of ammonium sulfate on paddy (14 locations, Tai wan 1940-42)

Source of nitrogen	Paddy yield under various N rates (kg/ha)						kg yield increase[2] per kg N applied	
	40	80	120	40	80	120		
	1st crop			2nd crop			1st crop	2nd corp
Green manure	3162	3451	3697	3059	3238	3390	10. 9(102)[3]	8. 2(104)
compost	2824	3156	3390	2901	3093	3238	6. 0(56)	5. 9(75)
Ammonium sulfate	3169	3473	3562	2991	3218	3519	10. 7(100)	7. 9(100)

[1] Results of 52 field trials including the lst and 2nd rice crop in 14 locations
[2] Mean of yield increases at 3 rates (40,80 and 120 kg/ha) of application
[3] Index
資料來源：Lin 1995[3]

表 2 係1940-42年間全省14個地點以硫酸銨爲對照的各種有機質肥料的肥效比較試驗(3)。由於試驗係在三種氮素用量(40、80、120kg/ha)比較，資料可貴。此等資料連同其併設的無氮區收量，可據以計算各種型態氮素每公斤可增產的稻谷收量。此種每公斤氮素可增產的稻谷收量如以硫酸銨氮素當100，則其他各種氮素的相對值亦稱相對肥效率。由表 2 右項可見綠肥氮素的肥效率在102～104，第二期作略高；但大體而言，可視爲與硫酸銨氮相當，係其礦化速率高，施用於土壤後可在當作充分礦化釋出氮素供水稻吸收所致。至於堆肥區則其肥效率僅及56-75，係與其有機質分解較慢，氮素之礦化率較低所致，而因第二期作之高溫下有機質之分解較快，乃有第二期作時之肥效率略高狀況。

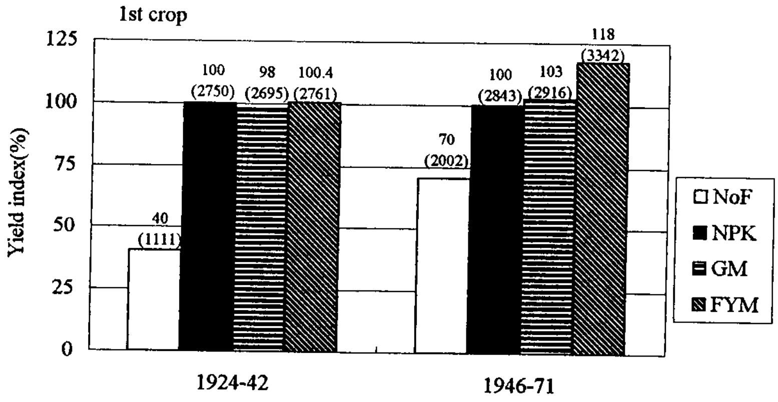
從過去的其他試驗資料亦知粕類(如各種種子粕、肉粕、魚粕)及綠肥等碳氮比均低(10左右)，在土壤中之分解迅速，故可期待之肥效實與化肥氮素相當，甚至於因氮素之釋放較緩，比較符合作物之需要和減少土壤中損失之機會，而其肥效率略有超過化肥氮素之表現。以稻草爲主之材料堆積醱酵所成之堆肥，碳氮比較高(20-30)，其在土壤中之分解較慢，礦化率較低，故施用初期之肥效率較低。此種肥料於長期施肥後，土壤中有腐植質之聚積，氮素礦化率隨之增高，肥效亦因此有增高趨勢，一般稱之爲地力之增進，詳細於下節討論。

(2)有機質肥料之長期施用效果

世界上較具傳統的農業試驗場都有長期之田間試驗探討長期施用有機質肥料和化學肥料的肥效和輪作制度、耕作制度等與土壤生產力關係，如英國洛桑(Rothamsted)農業試驗場之142年(刻仍在進行)，日本埼玉(Saitama)農業試驗場之60年、美國伊犁諾州農業試驗場

(Morrow)之100年及密蘇利州農業試驗場(Sanborn)之107年等(4)。

本所於1924～1971年間，在台北舊址之水田亦設有各種肥料連用試驗，前後共48年，於遷所時停止。該試驗設有無肥區及各種化學肥料和有機質肥料之運用區共12處理，供試水稻品種有在來種和蓬來種，各處理均設有 2 重複，小區面積16.5m²。各種肥料連用後對水種產量及土壤理化性質之影響，曾經張等(5)及林等(6)檢討。其中無肥料(N_0F)、三要素肥料(NPK)、綠肥(GM)及廄肥(FYM)各處理區之1924-42和1946-71各年間平均相對收量(以化肥區爲100)及收量示於圖2-1及2-2。三要素區使用硫酸銨、過磷酸鈣和氯化鉀，用量爲N、P_2O_5、K_2O每期作各95kg/ha(即每年各190kg/ha)。綠肥區和廄肥區之N、P_2O_5每期作各95kg/ha(即每年各190kg/ha)。綠肥區和廄肥區之N、P_2O_5投入量仍爲每期作各95kg/ha，其中氮素用量之全部係以有機肥供應，而有機肥不能供足磷酐用量的部份則以過磷酸鈣補之。所使用綠肥(青皮豆)和廄肥的每期作施用量各爲9.05及15.8t/ha(年用量各爲18.1及31.6t/ha)，詳細見於本研討會中另文「有機質肥料在台灣土壤中分解、聚積之模式及施用基準之試定」。



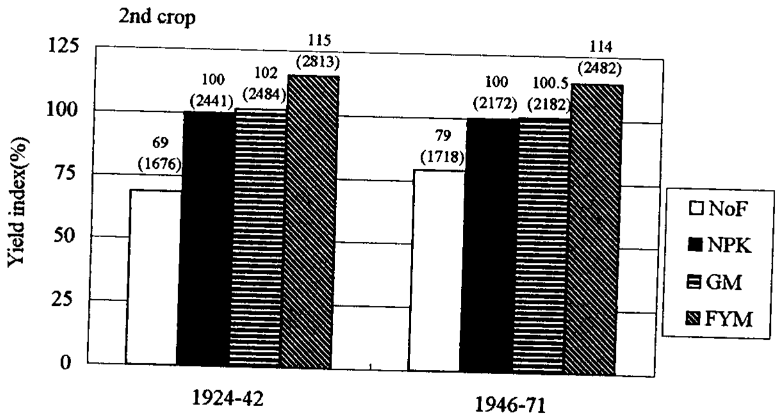
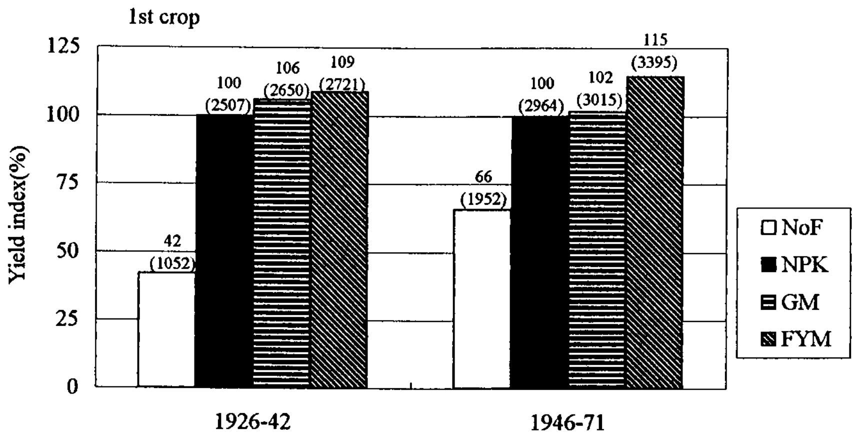


圖2-1. 有機肥料與化學肥料連用試驗各區稻谷相對收量

Fig 2-1. Relative yields of paddy over time in plots given organic or inorganic fertilizer. (Indica variety, Taipei, Taiwan, 1924-71)

資料來源：張等1947(5)，林等1973(6)



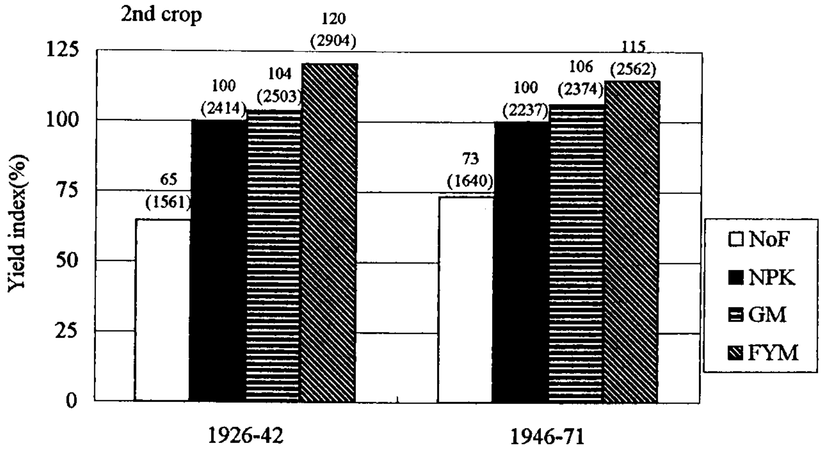


圖2-2. 有機肥料與化學肥料連用試驗各區稻谷相對收量

Fig 2-2. Relative yields of paddy over time in plots given organic or inorganic fertilizer. (Ponlai variety, Taipei, Taiwan, 1926-71)

資料來源：張等1947[5]，林等1973[6]

以圖2-1在來種第一期作收量爲例可見，綠肥區對化肥區之相對收量在試驗期間之前19年平均與後26年平均均爲100左右，即綠肥氮素肥效與化學氮肥相當，而且亦無隨著連用增加的效果。至於廄肥區則後26年之平均收量較前19年有顯著增高，各爲100及118。圖2- 2蓬萊種第一期作之各區收量亦大致與在來種有相同趨勢。至於第 2 期作則因水稻生育期間氣溫概高，有機質分解較速、氮素礦化率較高，故廄肥區之相對收量在試驗期間之前19年即較高於化肥區，但後26年之相對收量則較前19年並無進一步增高現象。

上述廄肥連用後相對收量之增高，日本Saitama長期試驗之稻草稻堆肥連用區[7]更爲顯著(圖3)；堆肥區收量在試驗期間之前20年低於化肥區，但20年以後則超過化肥區。堆肥區土壤之氮素礦化率在試驗開始時很低，但隨著堆肥之連用、土壤有機質之累積，礦化率亦增，至連用40年後可達100%(圖4)。可見堆肥連用後收量之增高主要與其礦化率之增加有關。

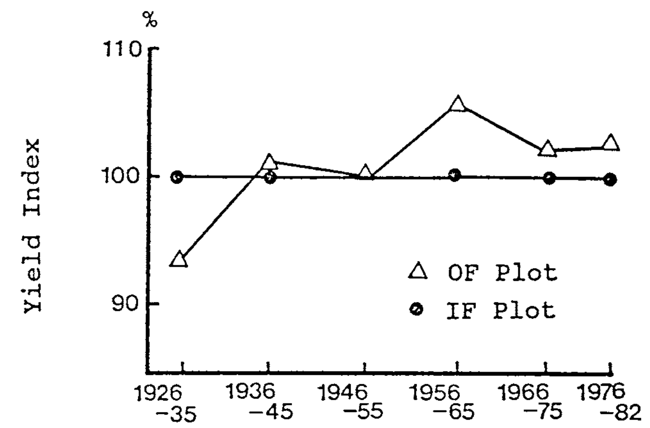


圖 3. 有機肥料與化學肥料連用試驗稻谷相對收量之變遷 (日本Saitama, 1926-85)
Fig 3. Relative yields of rice over time in plots given organic or inorganic fertilizer (Saitama, Japan 1926-85)
資料來源：Suzuki et al. 1990[7]

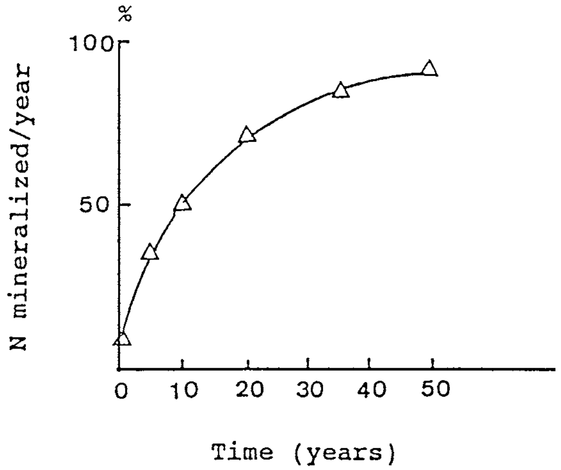


圖 4. 同圖1連用試驗中各年所施堆肥之預測氮素礦化率
(以glass fiber bag法結果模擬所得)
Fig 4. Percentage of N mineralized against the amount of N applied in compost each year, as predicted by the glass fiber bag method (Saitama, Japan)
資料來源：Suzuki et al. 1990[7]

堆、廄肥連用後收量之增高，一般均概然歸因於土壤中有機質之累積，因而地力增加[1,6]。在每作施用同量的氮素(農試所試驗每作施用 N 95 kg/ha，日本Saitama試驗每作施用 N 105 kg/ha)之下，廄肥區和堆肥區之收量於連用後顯著超越化肥區，的確給人以有機質肥料增進地方、發揮作物生產之特殊效果印象。按照土壤中有機質分解、聚積之原則[8]，每年一定量有機肥的連用，如其氮素礦化率低於100，隨著殘餘有機質之累積，礦化率可漸增，至所投入有機質之分解與聚積達平衡時，礦化率可增至最高，100%。故在有機肥區之氮素投入量與化肥區相同之下連同有機肥，至多亦只能提高有機肥區之有效態氮供應量與化肥區相同而

已。依此原則，在相同的氮素投入量之下，堆、廄肥區收量之能超越化肥區，當應歸因於水稻之有機態利用率較高。Cooke氏[9]於檢討洛桑試驗場之長期試驗結果亦堆崇有機態氮較化學態氮之優異性，並强調前者爲後者所不容易仿效。

惟上述有機肥長期施用後之增產效果，仔細觀之，亦非不能量化理解：(1)此項增產效果並非一般概然所指那麼大；兩個長期試驗中增產效果較高之台北試驗只不過是15-18%，而日本Saitama之試驗則只及3-5%而已。(2)台北試驗地之各區氮素用量95kg/ha較標準用量120kg/ha相當低，而且施肥法，各區僅當基肥一次施用，亦屬相當粗放。在如此情況下，上述有機肥區較化肥區15-18%之增產效果，如推測其很容易被稍加講究之化肥分施，或氮肥用量之稍增，所彌補，亦非不可能。何況吾人如能進一步了解，台北試驗地土壤之有效性矽酸含量很低，廄肥之連用所投入之有效性歹酸量很可觀，亦扮演其水稻增產之一個角色，則一般模糊所指之堆廄肥地力增進效果，亦就較能具體的了解。

表3. 台灣地區稻田收量與土壤各理化性質之相關　(生產潛力測定，台灣1975-76)

Table 3. Correlation coefficients of grain yield with various soil properties i n the northern and southern parts of Taiwan.
(The Potential Yield Demonstration Program, 1975 lst crop and 1976 2nd crop)

	No.of location	Crop season	pH	OM	CEC	Permea-bility	Free Fe_2O_3	Solu. Sio_2
North	47	1st	0. 44**	-0. 37*	-0. 02	N D.	-0. 05	0. 32*
	32	2nd	0. 31	-0. 53**	0. 11	N D.	-0. 27	0. 16
South	59	1st	-0. 04	0. 39**	0. 31*	-0. 43*	0. 28	0. 00
	40	2nd	-0. 14	0. 26	-0. 08	0. 46*	-0. 18	-0. 22

資料來源：Lian 1980[11]

又水稻收量競賽獲勝之水田每年必投有很高量的堆、廄肥乃衆知之事實[10]，土壤有機質含量高乃高產之要件。惟這並非意味一般水田之生產力與其有機質含量有必然的正相關。表3係1975年第一期作及1976年第二期作各116處及72處全省稻田生產潛力調查計畫下所得收量與土壤各理化性質之相關[11]。由表3可見收量與土壤有機質含量並不一定有正相關，有地區別或期作別，且有負相關。在酸性土壤較多的北部，其第一期作收量係與土壤的有效性矽酸含量有顯著正相關，而在中鹼性土壤較多的南部，其第二期作作收量則與排水性有顯著正相關，可見土壤的矽酸肥力及排水性乃一般情形下，優先於土壤有機質含量的收量限制因素。

以上討論並無意忽視堆廄肥長施用對地方增進之效果，但強調吾人對效果之大小及其機制應有量化(quantification)之探討與了解才能正確評價施肥，有利於施肥技術的發展。

2.旱作

一般認爲有機質肥料之肥效，旱田必高於水田，蓋除了養分供給之功能以外，有機質改善土壤物理性和生物性之功能更能在旱田發揮故。惟就土地利用性之旱田作物而言，施用有機質

肥料之肥效仍以養分之釋出為主要。

前述cooke氏曾以洛桑(Rothamsted)試驗場之長期試驗為例，指出堆廄肥之連用對小麥之高產具有化學肥料所不易達成之特殊效果[9]，惟同報告所示資料如細觀之，其所稱特殊效果仍非氮素化肥所不可取代。圖5該試驗場Broadbalk田所進行之有機肥和化學肥連用試驗各區小麥收量之變遷，係經山根氏檢討後所繪者[12]。由圖可見廄肥區之收量常高於其他各區，但由N_3區(N 145kg/ha)小麥收量之高於N_2區(N 98kg/ha)，及其接近於廄肥區，等趨勢亦可判釋廄肥區之肥效實為化學氮肥所可替代者。

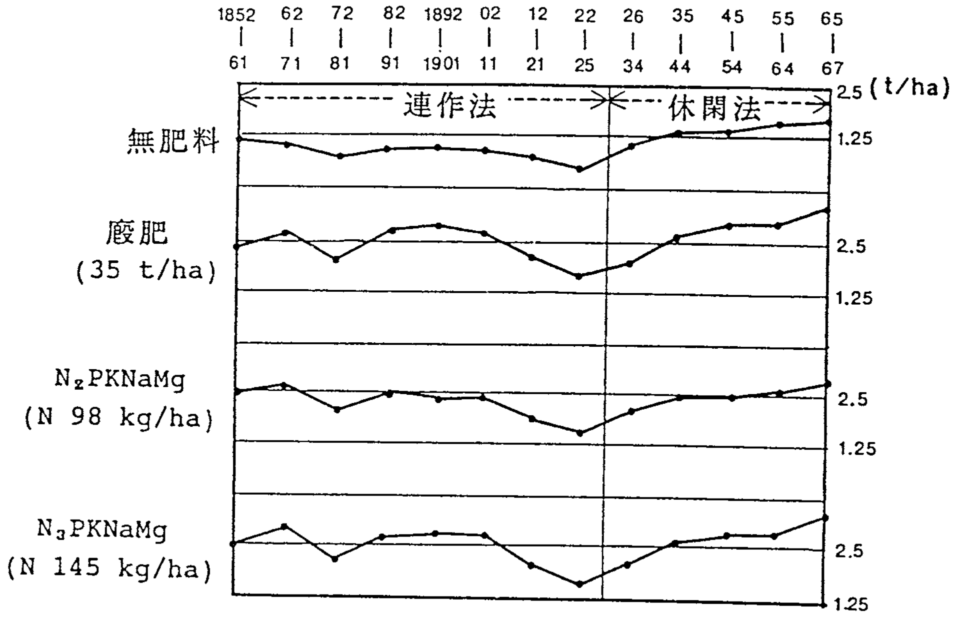


圖 5. 有機肥料與化學肥料連用試驗各區小麥收量之變遷
(Rothamsted UK, 1852-1967)
Fig 5. Yield of wheat over time in plots given organic or inorganic fertilizers (Rothamsted UK, 1852-1967)
資料來源：山根 1974[12]

3.蔬菜作

就蔬菜、花卉等作物而言，有機質肥料之肥效誠較其他水旱田作物為高。但由少量堆肥(10 t/ha)的植穴施用效果與大量堆肥(20-40 t/ha)之全層(耕深 20公分)施用效果相同一事(小野等[13]1994)亦可窺見此種效果尤以育苗期或移植期為最，係與此等作物苗期之物理性質(通氣性和保水性)需求有關。惟除此之外，從整個生育過程所表現之實際效果仍可看出其肥效之主要仍與所含肥料養分之釋出、供應關係最為密切。如下列試驗結果所示。

圖6示日本神奈川縣試驗場於1978-86前後9年共17作蔬菜連用各種有機肥(牛糞堆肥或菜仔粕)和化學肥料(磷酸銨複合肥料，14-14-14)之各區相對收量變遷(14)；分冬作(洋蔥為主)和夏作(甘藍為主)各示於圖6-11及6-2。在此試驗中菜仔粕連用區之氮素用量與化肥區(IF)相同，均為

每作190kg/ha，而牛糞堆肥區(OF)之氮素用量則爲前者之3倍，即每作之N投入量高達570kg/ha。牛糞堆肥區之氮素投入量雖高達化肥區之 3 倍，惟各作蔬菜之收量仍低於化肥區，相信係與其氮素之礦化率低，氮素之供給量不足有關，雖然這種差異隨著堆肥之連用有逐漸縮小趨勢。

在台灣進行之有機農業可行性試驗中有機農法區(施用豬糞堆肥)與慣行農法區(施用化肥)之各作收量亦有相似差異[15](表4)；有機農法區之N投入量爲化肥區之 2 倍，惟其收量仍顯著之低於慣行農法區，雖然本試驗中有機農法區收量較低之另一原因係因未施農藥、病蟲害較猖獗所致。

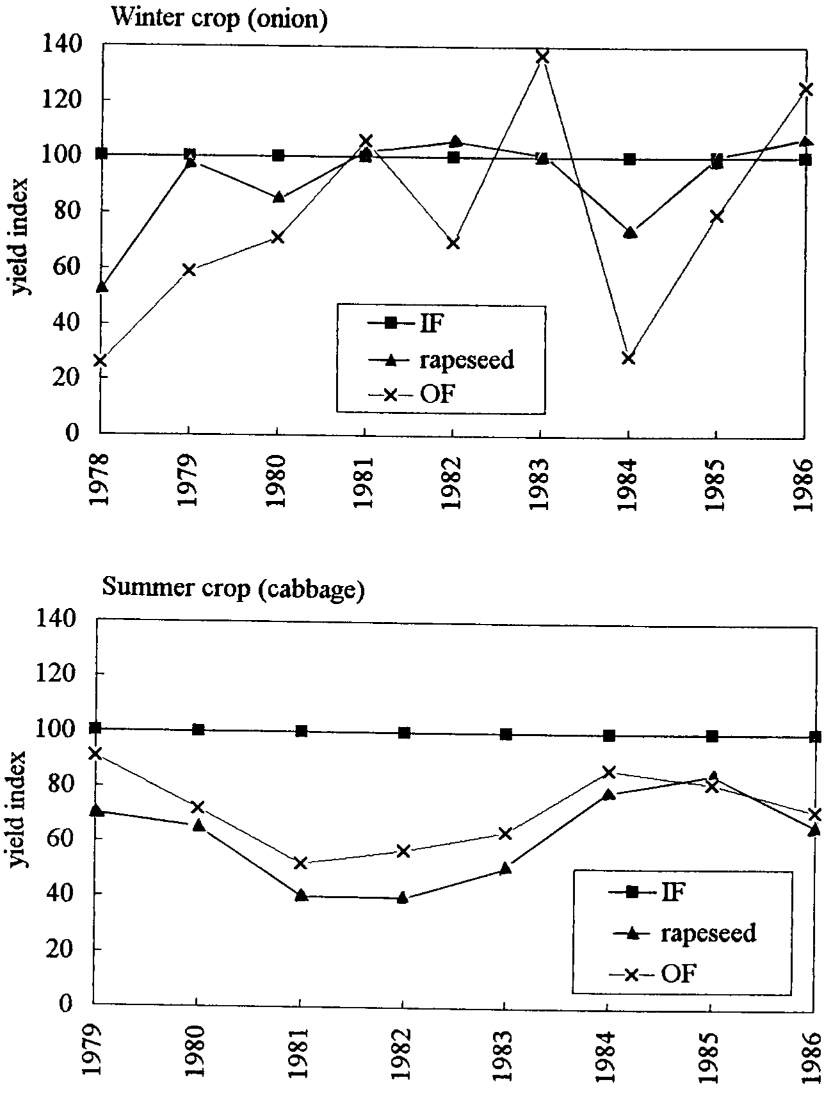


圖 6. 有機肥料與化學肥料連用試驗各區蔬菜相對收量之變遷

Fig 6. Relative yields of vegetable crops over time in plots given organic or inorganic fertilizers (Kanagawa, Japan, 1978-86)

資料來源：山田等 1989[14]

表 4. 有機農耕法與慣行農耕法各作相對收量及三要素總投入量之比較 (嘉義，鹿草1991-94)

Talbe 4. Comparison of crop yields and total input of nutrients under the organic and conventional farmings.

Year	1991-92			1992-93			1993-94			1991-94	1991-94		
Crop	2nd rice	Aut. soy.	Sp. s.corn	Sum. ses.	Aut. cab.	Sp. s.corn.	Sum. sesb.	Aut. cab.	Sp. s.corn	Average crop	Total Input N-P_2O_5-K_2O		
Conventina farming	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	960	470	470
Organic farming	70	109	104	95	70	65	116	78	85	88	1920	3840	2440

Aut.: Autumn, Sp.: Spring, Sum: Summer

soy.: soybean, s. corn: sweet corn, cab.: cabbage, ses.: sesbanic

資料來源：林滄澤 1995(15)

四、有機質肥料之肥效因素分析

爲了解有機質肥料之肥效因素，有必要就作物之有機肥和化肥的肥效作進一步的比較：由作物收量對不同用量有機肥／化肥之反應曲線可判釋有機肥之效果究屬三要素(尤其是氮素)？或屬三要素以外俗稱之特殊效果？等。如屬氮素之效果，亦可從反應曲線比較有機態氮和化學態氮間肥效率之差異：如屬三要素以外之特殊效果，亦可進一步考察其屬保水性、通氣性或生物性改良之效果。如斯，可進一步了解肥效之機制，有利於施肥技術之發展。

圖 7 係田中氏檢討日本Aomori農事試驗場不同用量堆肥／化學氮肥連用試驗各處理區第22-26年 5 年間之平均收量所繪[16]。由該圖可見堆肥和化肥配合施用之各區收量(反應曲線①)概高於化肥單用區(反應曲線②)，而以堆肥18.7t/ha 和化肥 N 75kg/ha配合施用區獲得最高收量。惟18.37t/ha堆肥含 N 95kg(假定堆肥 N 含量0.5%)，如將此氮素含量亦加算於化肥氮素之用量，則收量之氮素反應曲線①順著X 軸位移 N 94kg/ha，成爲反應曲線①'。再看獨施堆肥18.7t/ha 區收量爲4 t/ha，係與獨施化肥 N 54kg/ha區之收量相同，可見堆肥氮素之肥效率爲化肥氮素之60%。如將反應曲線①順著X 軸只位移 N 56kg/ha則成反應曲線①"。反應曲線③因未設更多的化肥 N 用量處理，無從得知其反應曲線之全貌，惟反應曲線①"恰好在③之延長線上，亦極似其推測之反應曲線。

綜觀反應曲線①①'和①"，堆肥18.7t/ha與不同用量化肥氮素配合施用所得效果係屬有機態氮和無機態氮相加之效果，看不出二者有任何相+乘效果或俗稱之特殊效果；在上述試驗中18.7t/ha堆肥所示效果始終是以氮素供應之效果爲主，其肥效率且只及化肥氮素之60%。

參照上述原則，因內若干較具系統性處理的有機肥試驗，進一步分析其肥效有關因素如下：

(1)水稻

圖8[17]乍看之下，或認爲堆肥和化肥氮素之配合施用可獲超越化肥氮素單施之效果，惟如將堆肥 6t 所含63kg N 亦計算於氮素用量，試比其收量反應(點線部份)，則上述幻覺可去除。

(2)玉米

圖9[18]乍看之下亦有堆肥配合化肥氮素之施用可獲超越於化肥氮素單施之收量效果，惟以堆肥10t/ha區爲例，如將其所含250t/ha N 亦計算於氮素用量，試比其收量反應(點線部份)，

則上述幻覺亦可獲大白。

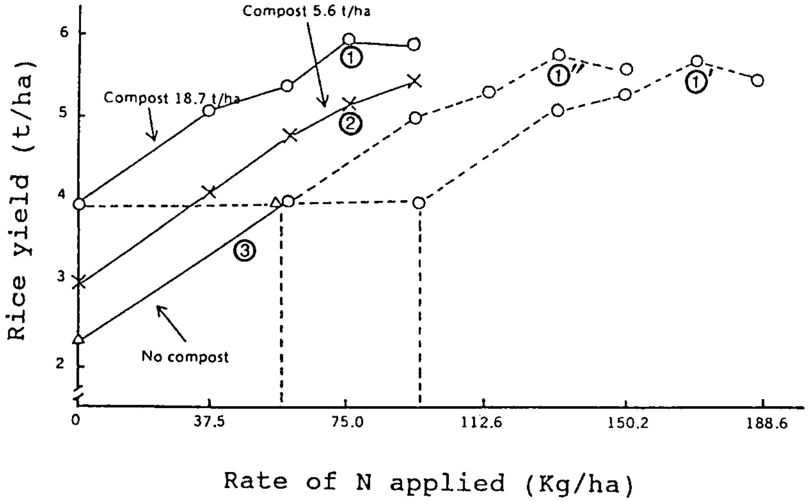


圖 7. 水稻收量對不同用量堆肥／化學氮肥之效應
(連用試驗22～26年 5年間平均，Aomori, Japan)

Fig 7. Effect of compost and ammonium sulfate on rice yields. Result of a continuous experiment at Aomori agricultural Experiment Station, Japan. Data are based on the 5 year average between the 22nd and 26th years after the initiation of the experiment.

資料來源：田中 1975[16]

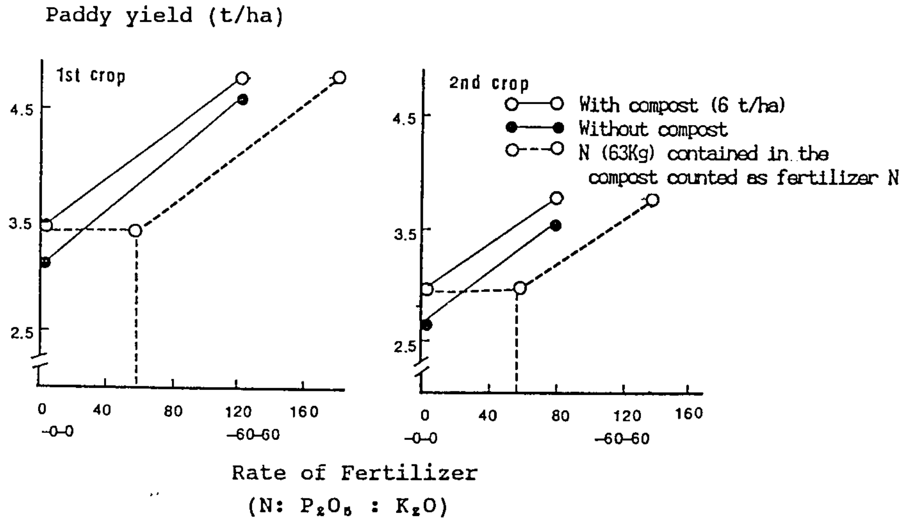


圖 8. 水稻收量對不同用量堆肥／化學肥料之效應(第1期作及第2期作各49及46地點試驗，台灣 1954)

Fig 8. Effect of farmyard manure on yields of paddy rice with and wit hout chemical fertilizer. (Mean of 49 trials for the lst crop, and 46 trials for the 2nd crop, 1954, Taiwan)

資料來源：Tseng, 1961[17]

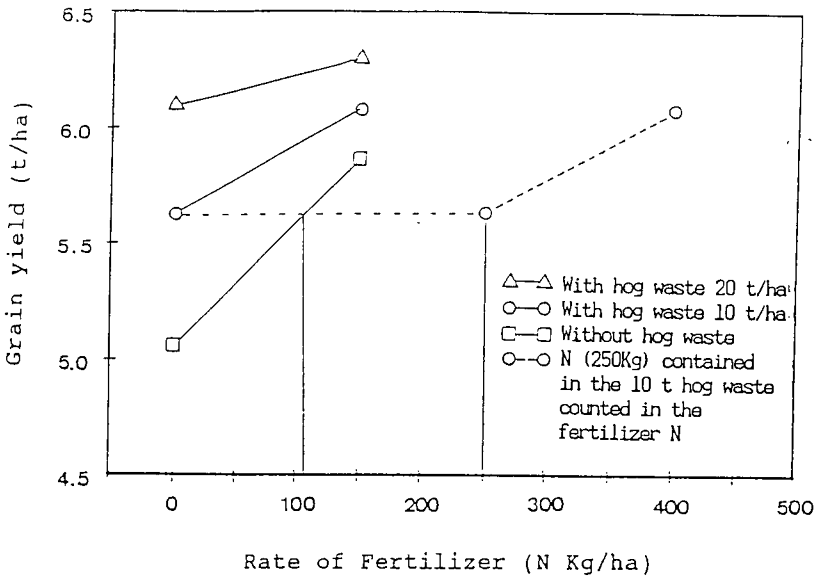


圖 9. 玉收量對不同用量豬糞／化學氮肥之效應(台中外埔 1990)
Fig 9. Effect of hog waste on yields of corn with and without nitrogen fertilizer.(Taichung 1990)
資料來源：黃等1992[18]

(3)蔬菜

圖10[19]示堆肥和化肥氮素之配合施用一般雖優於化肥氮素之單施效果，惟化肥氮素用量增加時，此種收量差異終歸於零。可見堆肥之效果在此仍以氮素爲主，並可以化肥氮素替代。

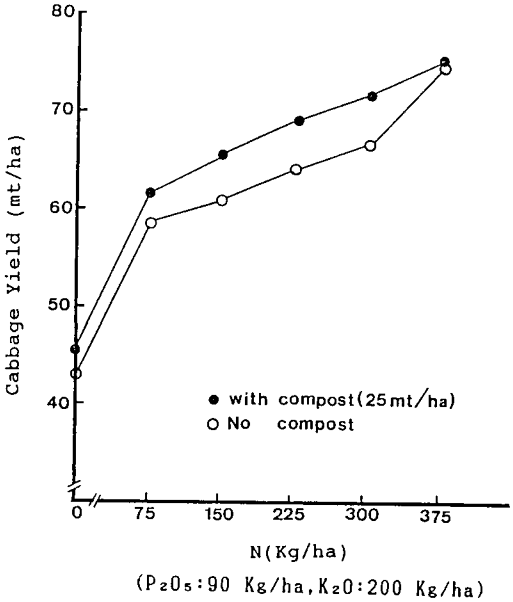


圖 10. 甘藍收量對不同用量堆肥／化學氮肥(尿素)之效應(彰化埔心，1970 冬作)
Fig 10. Effect of varied rates of compost/urea N on yield of cabbage(Changhua, 1970 winter crop)
資料來源：台中區農業改良場 1971[19]

圖11[20]及圖12[21]顯示堆肥對菠菜和大蒜有三要素以外之特殊效果。此等效果不能以N之增施替代。

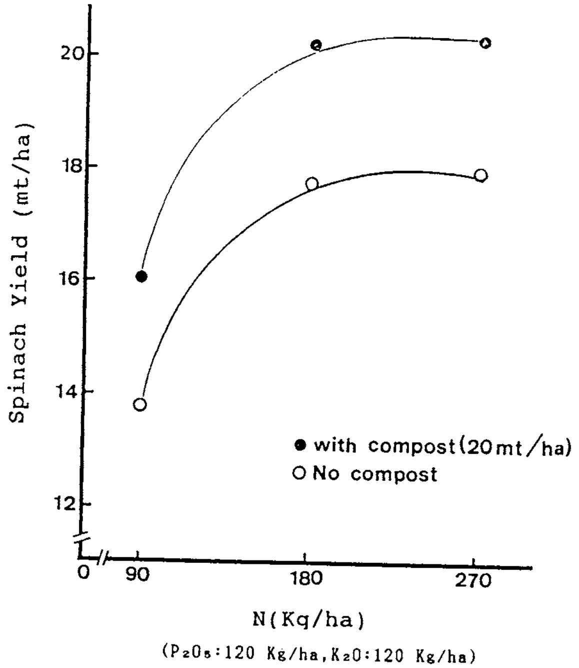


圖 11. 菠菜收量對不同用量堆肥／化學氮肥(尿素)之效應(臺北，1970冬作)

Fig 11. Effect of varied rates of compost/urea N on yield of spinach (Taipei，1970 winter corp)

資料來源：台北區農業改良場 1971[20]

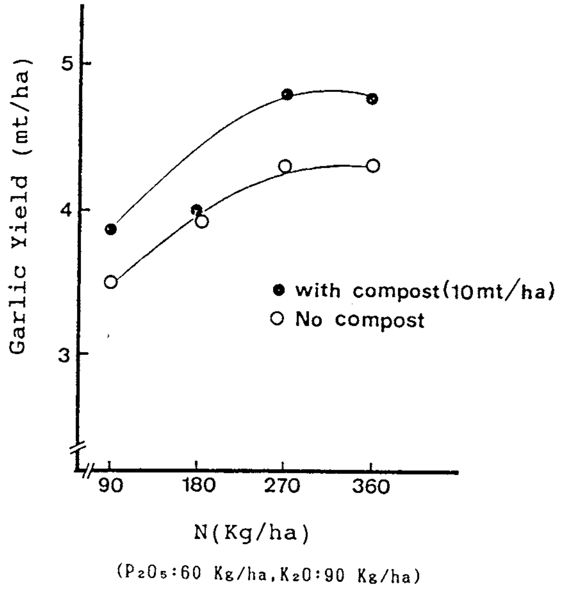


圖 12. 大蒜收量對不同用量堆肥／化學氮肥(尿素)之效應(彰化伸港，1971冬作)

Fig 12. Effect of varied rates of compost/urea N on yield of garlic (Changhua 1971 winter corp)

資料來源：台中區農業改良場 1972[21]

惟鑑於菠菜試驗地之台北土壤pH 4.5屬强酸性和菠菜極忌酸性土壤等事實，堆肥所表現之特殊效果是否由於所含高量鈣質所致，仍値得注意。答案若是，而酸性土壤之菠菜肥培管理中石灰之施用已爲標準作業時，究應强調堆肥優先，抑或石灰優先？仍値注意。

以上有機質肥料之肥效係以作物收量爲重要標的討論，其實肥效亦可以以作物的品質或環境的品質爲標的討論。惜有關作物品質方面雖有若干試驗資料，卻均無顯著性測驗佐証，無法討論。至於對環境品質之影響則更乏資料，亦無從討論。

參考文獻

1.黃武林　1981. 析論有機肥料對本省農業生產之影響. 台灣農業 17(2)：10-18.

2. Su, N. R. 1972. The fertility status of Taiwan soils. Technical Bulletin No. 8. FFTC, ASPAC.

3. Lin, C. F. 1955. The relative effectiveness of organic ammoniates and their relations to the productive capacity of paddy soil in Taiwan . Soils and Fertilizers in Taiwan 1955:8-17.

4. Juo, A.S.R. 1990. Longterm soil fertility experiments-an overview . Transactions of 14th International Congress of Soil Science. Vol. IV 4-8.

5.張守敬、林家棻、步燚昇 1947. 同種肥料連用對水稻產量及土壤理化性之影響. 台灣省農業試驗所彙報第3號

6.林家棻、李子純、張愛華、陳卿英 1973 長期連用同樣肥料對於土壤理化性質與稻谷收量之影響. 農業研究 22(4):241～262.

7.Suzuki M., K. Kamekawa, S. Sekiya and H. Shiga 1990. Effect ofc ontinuous application of organic or inorganic fertilizer for sixty years on soil fertility and rice yield in paddy field. Transactions of 14th International Congress of Soil Science, Vol. II 14-19.

8.田井嘉光 1975. 水田における有機物の集積と分解. 日本土壤肥料學雜誌 46(7)：251-259.

9.Cooke G. W. 1977. The roles of Organic manures and organic matter managing soils for higher crop yields. The InternationalSeminar of on Soil Environment and Fertility Management in Intensive Agriculture. Japanese Society of Soil Science and Plant Nutrition.

10.Ishizuka, Y. 1978. The rice yield competition in Japan. Extension Bulletin No.109 FFTC/ASPAC, Taipei, Taiwan ROC.

11.Lian, S. 1980. Rice yield response to nitrogen and relevant soil fertility factors. Pages 15-38 in Increasing Nitrogen Efficiency For Rice Cultivation. ASPAC-FFTC Book Series No.18. FFTC, ASPAC.

12.山根一郎 1974. 堆肥連用試の再検討(1)農業および園藝.

13.小野 忠　甲斐壽美德 矢野輝人 1994. 完熟堆肥と緩效性肥料の植穴施用效果 日本土壤肥料學雜誌 65(6)：702-705.

14.山田裕、鎌田春海 1989. 有機農業の技術的評價(第1報) − 有機栽培が野菜の收量および土壤にす影響 神奈川縣農業總合研究所報告第131號：1-13.

15.林滄澤 1995. 有機農業可行性之研究. 土壤肥料試驗報告(八十三年度)台灣省政府農林廳.

16.田中明 1975. 稻わら中の窒素ヹェネルギ−の再利用. 日本土壤肥料學雜誌 46(7)：328- 332.

17.Tseng H.D. 1961. Fertilizers and manures of rice in Taiwan. Pages 36-51 in Sil and Fertilizer Uses in Taiwan Roc. Sino-American Joint commission on Rural Recomstruction, Plant Imductry Series No.20.
18.黃祥慶 蔡宜峰 1992. 連用新鮮豬糞對旱作效果及地力之影響研究. 土壤肥料試驗報告(八十年度)台灣省政府農林廳.
19.台中區農業改良場 1971. 甘藍尿素需要量試驗. 六十年土壤肥料試驗報告. 台灣省政府農林廳彙訂.
20.台中區農業改良場 1971. 菠菜肥料試驗報告. 六十年土壤肥料試驗報告. 台灣省政府農林廳彙訂.
21.台中區農業改良場 1972. 大蒜肥料適量試驗. 六十一年土壤肥料試驗報告. 台灣省政府農林廳彙訂.

Some Aspects on the Experiments and Interpretations of the Effects of Organic Manures in Crop Production

Shen Lian

Summary

Although many experiments have been conducted to study the effects of organic manures in crop production, most of them were with the treatments unsystematic, consequently the results obtained were often ambiguous, and the interpretations unscientific.

Some of the long term experiments on the application of organic manures conducted in Taiwan and other countries were reviewed, and the following conclusions are drawn.

Most of the effect of any organic manure can be attributed to the nitrogen it contains, and N fertilizer gives equivalent yields. The effects of nanure-N and fertilizer-N are additive in nature and compen- sational. The estimations of N mineralization from the manure as well as from the soil during a cropping season are, therefore, important for the adjustment of the requirement of fertilizer -N to be applied incom bination with the manure.

Key words：Fertilizer effects, organic manure, chemical fertilizer.

果園、蔬菜園長期施用有機質肥料之效果

江國忠[1] 彭德昌[2] 黃山內[3]

摘要：有機質肥料長久以來就一直被廣泛的使用在果園及蔬菜園上，其施用有機質肥料主要是提供作物生長所需養分及改善土壤理化性質，然各種有機質肥料品牌甚多，其成份如何及在土壤中養分釋放的供應型式及對土壤肥力變化的影響如何，在不同土壤環境下尚待明瞭；另一方面有機質肥料腐熟度不同及土壤pH值、質地、排水等性質不同均影響有機質肥料在土壤中養分的釋放及其有效性。為探討果園及蔬菜園長期施用有機質肥料之效果，經近十年的研究試驗，其主要的成果做綜合性之報告，供為果園及蔬菜園土壤肥培與管理之參考。

一、果園部份

1. 葡萄施用稻草堆肥區的產量6,399kg/ha，糖度16.7° Brix 最高，比單用化肥區的 5,978kg/ha，15.9° Brix 增產 7%，高出0.8° Brix。糖度在處理間為花生粕、大豆粕及腐植酸對稻草堆肥區呈顯著差異，化肥區對稻草堆肥為極顯著差異，顯示稻草堆肥對葡萄品質的改善效果最好。酸度含量各處理均在0.52至0.53 g /100ml之間，差異極小。
2. 椪柑之春梢非結果枝葉片氮濃度以每年每株施用花生粕10公斤最高，而以每年每株施用花生粕10公斤或洋菇堆肥20～30公斤之產量最高，施用花生粕可降低施肥位置的土壤pH值。晚崙西亞甜橙以每年每株施用有機質肥料 5 公斤而採用深施的處理最佳，且植株根系有明顯向下生長之趨勢。桶柑以每年每株施用腐植酸 2 公斤而採用深施的處理之糖度最高，而平均產量以每年每株施用有機質肥料 8 公斤之處理最高。
3. 枇杷每年每株施用12%腐植酸原液40毫升會增加枇杷糖度及酸度，並降低糖酸比。
4. 番石榴於幼果期土壤噴灑12%腐植酸液稀釋 500倍一次及中果期後以1500倍稀釋液葉面噴施二次之處理，可增加果實果數及提高產量。
5. 荔枝以每年每株施用豬糞堆肥40公斤之每株產量為86公斤最高，糖度以每年每株施用乾雞糞30公斤最高。
6. 蓮霧每年每株施用豬糞堆肥40公斤，並可提高土壤pH值0.19個單位，有機質含量提高0.09%，鈣提高399ppm，錳提高25ppm；在產量方面，以每年每株施用40 公斤之豬糞堆肥為最佳，並可提高0.3° Brix。
7. 芒果以每年每株施用豬糞堆肥40公斤之每株產量5.44公斤最高，糖度以每年每株施用台肥 1 號有機質肥料10公斤之 17.5° Brix最高；施用豬糞堆肥等有機質肥料，可提高土壤pH值、有機質、鈣、鎂等含量及芒果葉片中氮、鈣、鎂等含量。
8. 文旦柚果實蔗糖含量以土壤表面撒施每年每株台肥 1 號有機質肥料16公斤為最高；在產量方面，以每年每株施用台肥 1 號有機質肥料16公斤深度60公分者之每株 45.1公斤為最高。

二、蔬菜園部份

[1] 花蓮區農業改良場助理，花蓮縣吉安鄉吉安路二段150號
[2] 花蓮區農業改良場助理研究員，花蓮縣吉安鄉吉安路二段150號
[3] 花蓮區農業改良場場長，花蓮縣吉安鄉吉安路二段150號

1. 除化學肥料外，每公頃分別施用木屑雞糞 3 公噸／每期作、垃圾堆肥 5 公噸／每兩作、垃圾堆肥10公噸／每兩作，進行栽培蔬菜試驗。第 1 作栽培青梗白菜之結果，三個有機質肥料處理區之產量(兩試區之平均值)均比只施用化學肥料之對照區為佳，增產 3～27％，第 2 作之萵苣亦增產29～53％，第 3 作之菠菜增產18～25％，第 4 作之萵苣增產11～21％，第 5 作之芥藍增產24～28％，第 6 作之青梗白菜增產10～16％，第 7 作之蘿蔔因受毒素病為害，兩個垃圾堆肥處理區之效果均不明顯，比化肥區減產1～7％，木屑雞糞施用區則增產 8％，第 8 作之結球白菜則增產 25.0～33.2％，第 9 作之蕹菜亦增產33.8～47.6％，第10作之芥藍更增產高達65.1～73.4％。
2. 在三要素施用量相同之情況下，每公頃每期作分別施用台肥 1 號有機質肥料 2 公噸、台肥腐植酸 1 公噸、純雞糞 2 公噸，第 1 作種植萵苣，第 2 作則栽培甘藍進行試驗。施用純雞糞區萵苣及甘藍之產量分別比只施化學肥料之對照區增產18.3％及13.3％，施用台肥 1 號有機質肥料區之萵苣則減產17.0％，甘藍可增產 5.6％，施用台肥腐植酸區之萵苣亦減產35.3％，甘藍則增產10.4％。
3. 在三要素按推薦量施用之情況下，每公頃每隔一作即施用醱酵豬糞 5 公噸栽培蔬菜進作試驗。第 1 作甘藍之產量比只施化學肥料之對照區增產 9.2％，第 2 作青蔥增產 25.2％，第 3 作甘藍增產 22.4％，第 4 作青蔥增產50.5％，第 5 作甘藍增產 7.1％，第 6 作青蔥增產33.47％，第 7 作嫩莖萵苣增產63.0％，第 8 作蕹菜增產21.9％。
4. 在總氮素施用量相同之條件下，每公頃每期作分別施用稻草 1,562公斤、樹皮堆肥7,810 公斤、純雞糞3,000公斤、豬糞2,794公斤、牛糞1,968公斤，連續栽培 6 作蔬菜(第 7 作目前仍進行中)，第 1 作青梗白菜之產量，稻草區比只施用化學肥料之對照區增產 4％，其餘 4 個有機質肥料處理區比化肥區減產3～9％，第 2 作莧菜之結果亦類似，稻草區增產 1％，其餘之處理區則減產2～17％，第 3 作芥藍，豬糞區增產 1％，其餘之處理區則減產9～17％，第 4 作小白菜，稻草區比化肥區減產 1％，其餘之處理區則增產 4～16％，第 5 作葉萵苣，五個處理區之產量均較化肥區為佳，以稻草區增產25％最高，其次依序為雞糞區21％，樹皮堆肥區 19％，牛糞區11％，豬糞區7％，第 6 作小白菜，雞糞區增產1％，其餘之處理區則減產1～8％。

關鍵字: 長期施用、有機質肥料、果園、蔬菜園

前　　言

土壤有機質之功效甚多，可以改善土壤之理化性，為農業土壤所必需具備之物質，並且是土壤成分中相當可貴之部分。有機質肥料可增進果樹及蔬菜生產及產品品質之原因有：(1)有機質可改善土壤之物理特性及其團粒構造，有利於土壤之通氣與排水，(2)可增加土壤之保水能力，(3)可增加土壤之保肥力，以吸附及交換作物營養元素，提高肥料之緩效性，(4)分解後可釋放作物所需之營養要素，(5)鉗合微量營養元素及協助作物營養元素之溶解度及有效性，(6)可增加土壤之緩衝能力，使土壤之酸鹼反應緩和，(7)可提供土壤有益微生物之活動，使土壤微生物進行對抗病原菌大量發展，(8)可分解人為或天然之毒性物質及作用，(9)色黑有助吸熱及早春種植，(10)部分組成分有助植物代謝及生長等功效。但有機質肥料亦有其缺點，如體積龐大，取得不易，價格昂貴，運輸困難，施用不方便，肥效緩慢，且醱酵不完全時會產生臭味等。

臺灣地區每年農作物栽培平均副產果菜廢棄物743,552公噸、稻草1,575,733公噸、稻殼379,089公噸、玉米穗軸139,169公噸、玉米耳及玉米鬚59,401公噸、玉米桿17,806公噸、花生殼15,595公噸、花生桿50,223公噸、甘藷藤149,872公噸、甘藷渣19,983公噸、甘蔗葉547,524公噸、甘蔗梢593,393公噸、高粱桿406,328公噸，計年農產副產廢棄物總量為6,208,418公噸。家禽廢棄物5,093, 159公噸、家禽廢棄物21,060,471公噸、魚產廢棄物254,871公噸。農產廢棄物雖然比家畜排泄物略為少量，但比家禽排泄物量多，佔年有機質廢棄物數量的30% 左右。一般而言有機物直接利用方式為：1.直接堆棄然後焚燒。2.直接埋入土壤，如稻草、玉米桿、綠肥等直接掩埋於土壤中。3.應用於生質能源的轉換。4.當作飼料，如餵牛、羊等。5.當做園藝栽培介質使用。若有機物，未經處理就直接利用，雖然有較省工、節省時間及能源的優點。但相對地可能有環境衛生、臭味問題，若直接施入土壤則會造成土壤局部缺氧、而還原性太高、溫度昇高，或釋出有毒的物質等，會影響作物生長及環境、衛生的安全。為了生態系統、環境的維護及保育，如何將這些農產廢棄物加以資源循環再利用，是值得給與重視與探討的課題。

結果與討論

果園長期施用有機質肥料之效果

為瞭解有機質肥料施用對果樹之產量，品質及土壤肥力與葉片養分含量之影響，近年來在行政院農業委員會及省農林廳各試驗改良場經費之支助下辦理各項試驗，茲將比較有成果的摘要如下：

A、對於果樹產量及品質之影響

一、葡萄：本試驗於民國77年7月至80年6月經台中區農業改良場在該場農場進行三年田間試驗，葡萄每公頃分別施用純雞糞5公噸，豬糞堆肥12公噸，米糠6公噸，花生粕4.5公噸，大豆粕4.5公噸，稻草15公噸，樹皮堆肥15公噸，12%腐植酸原液35公升，結果如表一，獲得結論如下：

1. 施用稻草堆肥區的產量6,399kg／ha, 糖度16.7° Brix 最高, 比單用化肥區的5,978 kg／ha，15.9° Brix 增產7%，高出0.8° Brix。
2. 糖度在處理間為花生粕、大豆粕及腐植酸對稻草堆肥區呈顯著差異，化肥區與稻草堆肥間呈極顯著差異，顯示稻草堆肥之施用對葡萄品質的改善效果最好。
3. 酸度含量各處理均在0.52至0.53g／100ml之間，差異極小。

二、椪柑：本試驗於民國77年7月至82年6月經台灣省農業試驗所在苗栗縣卓蘭鎮進行五年田間試驗，椪柑以僅施化學肥料區作為對照，比較兩種不同碳氮比之有機質肥料，每年每株分別施用花生粕(C/N 7.9)10公斤及洋菇堆肥 (C/N17.5)30公斤，結果如表二，顯示化肥區之果實產量顯著低於施有機肥區(減產13%)，但其果周則大於有機肥區，果實酸度仍以花生粕最低而化肥區最高。

三、晚崙西亞甜橙：本試驗於民國79年7月至80年6月經台東區農業改良場在台東縣關山鎮及東河鄉進行田間試驗，晚崙西亞甜橙以每年每株施用有機質肥料5公斤而採用深施的處理與僅施化學肥料區作比較，結果如表三，顯示施用有機質肥料5kg/株/年之處理產量每株52 kg比不施者增產13%，糖度提高1.1° Brix。

表一、處理間巨峰葡萄夏果產量及構成因素與品質顯著性測定(台中場)

Table 1. Yields、qualities、characteristies of the summer fruit of Kyo-Ho grape.(Taichung DAIS)

Treatment	Amount applied of Organic manure	Fruit Yield		Juice	
		kg/ha	Index	Sugar content ° Brix	Acid content g/100ml
1.Chicken manure	5mt/ha	5, 977[a]	100	16. 4[ab]	0. 53[a]
2.Hog manure	12mt/ha	5, 251[a]	87	16. 3[abc]	0. 52[a]
3.Rice bran	6mt/ha	6, 105[a]	102	16. 3[ab]	0. 52[a]
4.Peanut cake	4.5mt/ha	5, 098[a]	85	15. 9[bc]	0. 53[a]
5.Soybean cake	4.5mt/ha	5, 859[a]	98	16. 1[bc]	0. 53[a]
6.Rice straw	15mt/ha	6, 399[a]	107	16. 7[a]	0. 53[a]
7.Bark compost	15mt/ha	6, 039[a]	101	16. 3[ab]	0. 53[a]
8.Humic acid	35L	5, 353[a]	99	16. 3[bc]	0. 52[a]
9.Chemical		5, 978[a]	100	15. 9[c]	0. 52[a]

Means in the same column followed by the same letter are not significantly different by Duncan's multiple range test (p=0.05)

表二、不同有機肥處理對椪柑果實產量與品質之影響(農試所)

Table 2. Effect of different organic fertilizers treatment on yield and quality of ponkan orchard. (Taiwan TARI)

有機肥處理	產 量	酸度	果周
化肥區	31. 9[b]	0. 61[a]	22. 2[a]
花生粕區	36. 6[a]	0. 55[c]	21. 7[b]
洋菇堆肥區	35. 1[a]	0. 57[b]	21. 5[b]
LSD (5%)	3. 0	0. 01	0. 5

※酸度之單位: g citrate/100 ml juice。

表三、不同施肥方法對晚崙西亞甜橙果實產量及品質之影響(台東場)

Table 3. Effect of different application methods on yield and quality of valencia orange orchard. (Taitung DAIS)

處理	產量 (kg)	指數 (%)	糖 度 (° Brix)
1	46	100	11. 6
2	29	62	11. 6
3	41	89	12. 5
4	36	79	12. 1
5	52	113	12. 7

※1.三要素適量表面撒施 2.三要素適量深施 3.三要素減25% 深施 4.處理 2+5kg有機質肥料 5.處理 3+5kg有機質肥料。

四、桶柑：本試驗於民國80年7月至81年6月經花蓮區農業改良場在宜蘭縣三星鄉及員山鄉進行田間試驗，桶柑以僅施化學肥料區作爲對照，比較每年每株分別施用腐植酸2公斤及有機質肥料8公斤之效果，結果如表四，顯示每年每株施用腐植酸2公斤而採用深施的處理之糖度最高，可提高1.1° Brix，而平均產量以每年每株施用有機質肥料8公斤之處理最高，可增產87%。

表四、不同肥料處理對桶柑產量及品質之影響(花蓮場)

Table 4. Effect of different fertilizers on yield and quality of tankan orchard.(Hualien DAIS)

處　理	糖　度 (° Brix)	產　量 (kg)	指　數 (%)
1. 三要素區	8.2	46.3	100
2. 三要素＋腐植酸	9.3	69.1	149
3. 三要素＋有機質肥料	9.0	86.8	187

五、枇杷：本試驗於民國77年7月至78年6月經台中區農業改良場在台中縣新社鄉進行田間試驗，枇杷每年每株施用12%腐植酸原液40毫升之處理與僅施化學肥料區作比較，結果如表五，顯示肥料區作比較，結果如表五，顯示施用腐植酸會增加枇杷糖度及酸度，而降低糖酸比。

表五、有機質肥料施用對枇杷果實品質之效應(台中場)

Table 5. Effect of organic matter fertilizers on quality of loquat. (Taichung DAIS)

處理＼項目	糖　度 (° Brix)	酸　度 (%)	糖酸比
1	6.8	0.22	31.3
2	7.7	0.28	28.5

※代號：1.不施用腐植酸液。
2.腐植酸原液每年每株施用40ml。

六、番石榴：本試驗於民國76年7月至77年6月經台中區農業改良場在該場農場進行田間試驗，結果如表六，番石榴以僅施化學肥料區作爲對照，比較幼果期土壤噴灑12%腐植酸液稀釋500倍一次及中果期後以1500倍稀釋液葉面噴施二次之處理及每公頃施用洋菇堆肥10公噸及雞糞3公噸之處理的效果，顯示施用腐植酸或有機質肥料處理之結果數及結果量較高，另施用腐植酸之處理，無論糖度和酸度都有較高之傾向。

表六、番石榴果實產量及品質分析(台中場)

Table 6. Effect of different organic fertilizers on quality and yield of guava. (Taichung DAIS)

處理	果數 (粒/公頃)	產量 (公斤/公頃)	指數 (%)	糖度 (° Brix)	酸度 (%)
1	3570	1820	100	6.4	0.21
2	4020	2070	114	6.6	0.22
3	4320	2390	131	6.6	0.27

※1.對照。

2.土壤噴灑12%腐植酸液稀釋500倍(幼果期)，葉面噴施12%腐植酸液稀釋1500倍(中果期)。

3.每公頃施用洋菇堆肥10公噸及雞糞3公噸。

七、荔枝：本試驗於民國82年7月至83年6月經高雄區農業改良場在高雄縣旗山鎮進行田間試驗，荔枝每年每株分別施用豬糞堆肥20公斤或30公斤或40公斤，雞糞10公斤或20公斤或30公斤，結果如表七，獲得結論如下：

1.施乾雞糞30公斤左右之處理g，其荔枝果實之糖度均達爲18.9° Brix，較不施有機質肥料之a處理提高糖度1.3° Brix，由此可見施有機質肥料有助於荔枝果實糖度之提高。

2.在荔枝果實單粒重以施豬糞堆肥20公斤加化學肥料之處理c每粒20.88公克爲最重。

3.荔枝果實之產量則以施豬糞堆肥40公斤以上之處理f每株86公斤爲最多，而以施豬糞堆肥20公斤加化學肥料之處理c每株50公斤爲最差。

表七、不同有機質肥料對荔枝果實單粒重及產量與品質之影響(高雄場)

Table 7. Effect of different organic matter fertilizers on quality and yield of lichee. (Kaohsiung DAIS)

處理	a	b	c	d	e	f	g
果重(g/粒)	20.58	20.20	20.88	20.58	20.65	20.73	20.70
產量(kg/株)	62.0	72.0	50.0	81.0	50.0	86.0	53.0
產量百分比(%)	100	116	80	130	80	138	85
糖度° Brix	17.6	17.3	17.6	18.0	18.5	18.4	18.9
比較° Brix	0	-0.3	0	+0.4	+0.9	+0.8	+1.3

※ a. 化學肥料區: $N\text{-}P_2O_5\text{-}K_2O$ =500-500-500克／株／年

b. 醱酵豬糞堆肥30公斤／株／年加化學肥料

c. 醱酵豬糞堆肥20公斤／株／年加化學肥料

d. 雞糞20公斤／株／年加化學肥料

e. 雞糞10公斤／株／年加化學肥料

f. 全部施醱酵豬糞堆肥(每株每年約40公斤以上)

g. 全部施雞糞(每株每年約30公斤)

八、蓮霧：本試驗於民國79年7月至80年6月經高雄區農業改良場在屏東縣枋寮鄉進行田間試驗，蓮霧每年每株分別施用豬糞堆肥20公斤或40公斤，結果如表八，獲得結論如下：

1.平均產量以不施豬糞堆肥區為最高，此可能每年每株施用3.2公斤之氮素及各施1.2公斤之磷酐及氧化鉀已足以供給蓮霧一年之養分所需因而多施之豬糞堆肥對產量不具有影響。

2.蓮霧之糖度隨著施用豬糞堆肥量之增加而提高，每年每株施豬糞堆肥40公斤較不施堆肥區提高0.3° Brix。

表八、不同的豬糞堆肥施量對蓮霧產量及品質之影響(高雄場)

Table 8. Effect of different hog manure on quality and yield of wax apple. (Kaohsiung DAIS)

豬糞堆肥施肥(公斤/株1年)	產量(公斤/株)	指數(%)	糖度(° Brix)
0	120	100	9.1
20	114	94	9.2
40	119	99	9.4

九、芒果：本試驗於民國78年7月至82年6月經高雄區農業改良場在屏東縣枋山鄉進行田間試驗，芒果每年每株分別施用雞糞10公斤或20公斤，豬糞堆肥20公斤或40公斤，台肥有機肥1號10公斤，結果如表九，獲得結論如下：

1.施用醱酵豬糞堆肥多量區(40公斤/株/年)產量最高5.44公斤/株/年，較施用化學肥料區4.05公斤/株/年，增產34%。

2.施用有機質肥料可提高芒果糖度，以施用台肥1號有機質肥料甜度最高為17.5° Brix，而施用化學肥料區最低為14.3° Brix。

十、文旦柚：本試驗於民國81年7月至83年6月經花蓮區農業改良場在花蓮縣瑞穗鄉進行田間試驗，文旦柚每年每株分別使用台肥有機肥1號撒施16公斤，或環施16公斤，或深施30公分16公斤，或深施30公分32公斤，或深施60公分16公斤，或深施60公分32公斤，結果如表十，獲得結論如下：

1.在產量方面，以每株深層施用有機質肥料16公斤深度60公分之45.1公斤為最高，比不施用有機質肥料者之30.9公斤增產46%，顯示文旦柚果園施用有機質肥料確有增產之效果。

2.在果實品質方面，蔗糖之含量以土壤表面撒施者之5.15%為最高，不施用有機質肥料者之4.51%為最低，顯示文旦柚果園施用有機質肥料，確可提高文旦柚果實蔗糖含量之效果。

表九、有機質肥料施用對芒果產量及品質之效應(高雄場)

Table 9. Effect of organic fertilizers on quality and yleld of mango orchard. (Kaohsiung DAIS)

處理代號	糖度 (° Brix)	產量 (公斤/株/年)	指數 (%)
1	14. 3	4. 05[c]	100
2	16. 0	4. 37[c]	108
3	16. 8	5. 36[ab]	132
4	16. 6	4. 67[abc]	115
5	17. 1	5. 44[a]	134
6	17. 5	4. 49[c]	111

※英文字母相同者爲 5% 差異不顯著

※※1.化學肥料區：$N\text{-}P_2O_5\text{-}K_2O$ =300-200-450克／株／年
2.雞糞少量區：10公斤／株／年
3.雞糞多量區：20公斤／株／年
4.醱酵豬糞堆肥少量區：20公斤／株／年
5.醱酵豬糞堆肥多量區：40公斤／株／年
6.台肥有機肥 1 號區：10公斤／株／年

表十、有機質肥料不同施肥法對文旦柚果實品質及產量之影響 (花蓮場)

Table 10. Effect of different application methods of organic fertilizers on quality and yield of wentan pomelo. (Hualien DAIS)

處理	蔗糖 (%)	產量 (公斤/株)
1	5. 15[a]	42. 4a
2	4. 98[a]	41. 5a
3	5. 06[a]	37. 2a
4	5. 05[a]	36. 3a
5	4. 82[a]	45. 1a
6	4. 79[a]	37. 4a
7	4. 51[b]	30. 9b

※英文字母相同者表示處理間之差異未達5% 之顯著水準。
※※處理 1：每株撒施台肥 1 號有機質肥料16公斤。
處理 2：每株環施台肥 1 號有機質肥料16公斤。
處理 3：每株深層施用有機質肥料16公斤穴深30公分。
處理 4：每株深層施用有機質肥料32公斤穴深30公分。
處理 5：每株深層施用有機質肥料16公斤穴深60公分。
處理 6：每株深層施用有機質肥料32公斤穴深60公分。
處理 7：化學肥料區

B、對於土壤肥力與葉片養分含量之影響

一、葡萄：施用稻草、樹皮、米糠堆肥等處理區之產量與品質較佳，因促使土壤通氣獲得改善、根的吸收功能正常，而促使品質提高，故粗粒有機質肥料的配合使用，以改善土壤中氧濃度、水分含量及微生物的活動等似有其必要。

二、椪柑：

1.葉片分析結果如表十一所示，花生粕區之葉片鈣濃度最高且顯著高於化肥區，而洋菇堆肥區之鎂濃度最低且顯著低於花生粕區。

2.土壤分析結果如表十二所示，土壤pH值以洋菇堆肥區的6.2最高，花生粕區5.5最低。

表十一、不同有機肥處理對椪柑葉片要素含量之影響(農試所)

Table 11. Effect of different organic fertilizers on calcium and magnesium content of ponkan orchard leaves. (TARI)

有機肥處理	Ca	Mg
化肥區	2.44[b]	0.22[ab]
花生粕區	2.71[a]	0.23[a]
洋菇堆肥區	2.61[ab]	0.21[b]
LSD (5%)	0.22	0.01

※a.每年每株施用10kg花生粕, 不足之氮素以尿素補充使總氮量爲0.84或1.34kg/株/年。

b.每年每株施用50kg堆肥, 不足之氮素以尿素補充使總氮量爲 0.80或1.30 kg株/年。

表十二、不同有機肥處理對椪柑園土壤pH值之影響(農試所)

Table 12.Effect of different organic fertilizers on soil pH of ponkan orchard. (TARI)

有機肥處理	施肥位置 pH	非施肥位置 pH
化肥區	6.0[a]	4.7[b]
花生粕區	5.5[b]	5.0[a]
洋菇堆肥區	6.2[a]	4.9[ab]
LSD (5%)	0.3	0.2

三、晚崙西亞甜橙：

1.土壤分析結果如表十三所示, 施用有機質肥料處理之土壤pH值均上升, 有機質含量有下降的趨勢。

2.由表十四葉片分析資料顯示, 施用有機質肥料處理之鉀、鈣含量高於不施之處理。

表十三、晚崙西亞甜橙果園土壤理化性(台東場)
Table 13. Soil properties of valencia orange orchard. (Taitung DAIS)

處理	土壤深度 (cm)	pH	OM (%)
1	0-20	6.0	2.8
	20-40	5.6	2.2
2	0-20	6.2	2.8
	20-40	5.8	2.4
3	0-20	6.1	2.8
	20-40	5.7	2.3
4	0-20	6.2	3.0
	20-40	5.7	2.3
5	0-20	6.1	2.6
	20-40	5.8	2.3

※處理同表三。

表十四、秋季春梢非結果枝葉片營養濃度(%)(台東場)
Table 14. Essential contents of valencia orange orchard leaves on nonfruiting twigs at autumn season. (Taitung DAIS)

處理	K	Ca
1	1.10^{b}	1.15^{c}
2	1.15^{b}	1.15^{c}
3	1.23^{b}	1.35^{bc}
4	1.33^{ab}	1.60^{ab}
5	1.49^{d}	1.80^{a}

※1.處理同表三，2.處理間不同英文字母者差異達到5% 及 1% 顯著水準。

四、桶柑：土壤分析結果如表十五所示，施用有機質肥料或腐植酸處理之土壤pH 值均上升，而有機質含量無明顯差異。

表十五、三星地區土壤分析結果 (花蓮場)
Table 15. Soil properties of tankan orchard at San-Hsing district. (Hualien DAIS)

項目 / 處理別	pH (1:1)	OM (%)
1. 三要素區	5.0	2.0
2. 三要素＋腐植酸	5.3	2.0
3. 三要素＋有機質肥料	5.5	2.1

五、枇杷：施用腐植酸對土壤化學性質及葉片營養要素含量之影響均未達顯著差異水準。

六、蓮霧：

1. 每年每株施豬糞堆肥20公斤或40公斤可提高土壤pH值爲 0.14及0.19；對有機質含量之影響方面，每年每株施豬糞堆肥20公斤或40公斤分別可提高土壤有機質含量爲0.13%及0.09%；土壤有效性鈣之含量以每年每株施用20公斤之豬糞堆肥提高最多，試驗前後取土壤比較三年平均提高608ppm；錳之含量則乃以每年每株施20公斤豬糞堆肥者三年平均增加25ppm最多。
2. 從表十六中得知各不同豬糞堆肥施量在同一採樣時期葉片含量的變化，K在78年 5月每株每年施40公斤之豬糞堆肥較無豬糞堆肥區增加0.07%及78年 8月增加0.05%及Mn在78年 5月及 8月每株每年施40公斤之豬糞堆肥均較無豬糞堆肥區減5-6ppm。

表十六、不同的豬糞堆肥施量及採樣日期對蓮霧葉片養分含量之影響(高雄場)
Table 16. Effect of different hog manure application on essentials content of wax apple leaves. (Kaohsiung DAIS)

豬糞堆肥施量 養分含量	K (%)			Mn (ppm)		
公斤 採樣日期	77 10	78 5	78 8	77 10	78 5	78 8
0	0.63	0.64	0.84	65	54	63
20	0.65	0.63	0.84	64	51	55
40	0.65	0.71	0.89	71	49	57

七、芒果：

1. 由表十七土壤肥力分析結果顯示，施用醱酵豬糞堆肥多量區pH值升高最多，由原來5.9升爲7.4。另施用有機質肥料區土壤有機質、有效性鈣、有效性鎂等含量均較施用化學肥料區顯著增加，尤其有效性鈣增加最多，約較施用化學肥料區增加 7倍以上。
2. 由表十八葉片營養分分析結果顯示，施用有機質肥料處理葉片氮、鈣、鎂等含量均較施用化學肥料處理爲高。

表十七、芒果採收後土壤肥力分析結果(高雄場)
Table 17. Soil properties of mango orchard after harvesting. (Kaohsiung DAIS)

處理代號	pH	OM (%)	Ca (ppm)	Mg (ppm)
1	4.6	2.1	897	162
2	6.3	3.1	6980	613
3	6.8	3.6	10888	942
4	7.1	3.5	8765	873
5	7.4	3.9	13552	1088
6	6.7	3.3	7226	755

※處理同表九。

表十八、芒果葉片營養分分析結果(高雄場)
Table 18. Effects of treatments on essentials content of mango orchard leaves. (Kaohsiung DAIS)

採樣時期	處理代號	N	Ca	Mg
		(%)		
採收後 82. 7. 23	1	1. 23	10271	2167
	2	1. 29	14198	2370
	3	1. 43	15900	2670
	4	1. 30	14600	2491
	5	1. 44	15600	2727
	6	1. 26	14430	2382
幼果期 82. 3. 10	1	1. 14	16350	2012
	2	1. 14	18728	2322
	3	1. 21	20387	2576
	4	1. 18	20544	2324
	5	1. 25	22406	2690
	6	1. 20	19649	2466

※處理同表九。

八、文旦柚:

1.葉片分析結果如表十九所示，各處理葉片中氮含量以每株深層施用有機質肥料32公斤深度30公分者之2.32%爲最高；各處理葉片中磷含量以每株深層施用有機質肥料32公斤深度60公分者之0.65%爲最高；而各處理葉片中鉀含量以每株環狀淺溝條施有機質肥料16公斤者之2.15%爲最高。由此分析結果可知，有機質肥料被文旦柚植株之吸收情形，因施肥方法之不同而有差異。

2.文旦柚果園土壤分析結果如表二十所示，採深層施肥者，無論每株施用量爲16公斤或32公斤、施肥深度爲30公分或60公分者，皆可提高0-60cm土壤之pH值、有機質含量及有效性磷、鉀之含量。

蔬菜園長期施用有機質肥料之效果

一、垃圾堆肥、木屑雞糞對蔬菜產量之效果(謝昱光，前台北區農業改良場)

本試驗於民國64年7月至67年月6月在台北縣新莊及板橋兩地區辦理，除化學肥料外，每公頃分6施用木屑雞糞3公噸／每期作、垃圾堆肥5公噸／每兩作、垃圾堆肥10公噸／每兩作，三年期間共計栽培10作之蔬菜進行試驗，第1作栽培青梗白菜之結果，三個有機質肥料處理區之產量(兩試區之平均值)均比只施用化學肥料之對照區爲佳，增產3～27%，第2作之萵苣亦增產29～53%，第3作之菠菜增產18～25%，第4作之萵苣增產11～21%，第5作之芥藍增產24～28%，第6作之青梗白菜增產10～16%，第7作之蘿蔔因受毒素病爲害，兩個垃圾堆肥處理區之效果均不明顯，比化肥區減產1～7%，木屑雞糞施用區則增產8%，第

表十九、試驗後各處理文旦柚葉片營養分析(花蓮場)
Table 19. Effect of different treatments on essentials content of wentan pomelo leaves after harvesting. (Hualien DAIS)

處理	N	P	K
	%		
1	2.58	0.12	1.78
2	2.59	0.13	1.81
3	2.55	0.14	1.89
4	2.63	0.15	1.77
5	2.58	0.14	1.79
6	2.48	0.13	1.84
7	2.44	0.14	1.70

※處理同表十一。

表二十、試驗後文旦柚果園各處理土壤肥力分析(花蓮場)
Table 20.Soil properties of wentan pomelo orchard after harvesting.(Hualien DAIS)

處理	土壤深度	pH	OM	P	K
	cm		%	ppm	
1	0-20	5.1	1.8	573	1704
	20-40	5.7	1.4	135	233
	40-60	5.1	1.3	65	183
2	0-20	6.0	1.5	110	253
	20-40	4.9	1.3	70	178
	40-60	4.9	1.2	130	258
3	0-20	5.3	1.8	210	415
	20-40	5.9	1.9	225	377
	40-60	6.2	1.7	210	596
4	0-20	5.6	2.9	60	187
	20-40	5.0	2.1	120	262
	40-60	6.0	1.9	255	473
5	0-20	6.1	1.8	135	357
	20-40	5.3	2.0	125	427
	40-60	5.3	2.0	325	874
6	0-20	5.5	2.4	260	224
	20-40	6.2	2.1	195	464
	40-60	6.0	2.2	200	489
7	0-20	5.5	1.3	130	332
	20-40	5.3	1.7	75	195
	40-60	5.8	1.7	255	514

※處理同表十一。

8 作之結球白菜，三個有機質肥料處理區比化肥區增產25～33%，第 9 作之蕹菜亦增產34～48%，第10作之芥藍更增產高達65～73%(表廿一)，由此可見，蔬菜園長期施用有機質肥料之效果甚爲顯著。

表廿一、蔬菜園長期施用垃圾堆肥、木屑雞糞之效果

Table 21. Effect of long-term application of garbage manure and odds chicken manure of vegetables orchard. (kg/ha/crop)

期作及蔬菜		化學肥料	垃圾堆肥 (每二作施用一次)		木屑雞糞(每期作施用)
		(對照區)	5,000	10,000	3,000
第 1作	青梗白菜	16,790(100)	20,718(123)	21,318(127)	17,353(103)
第 2作	萵苣	16,424(100)	21,123(129)	21,492(131)	25,183(153)
第 3作	菠菜	25,258(100)	29,889(118)	31,580(125)	30,163(119)
第 4作	萵苣	28,488(100)	31,675(111)	32,262(113)	34,524(121)
第 5作	芥藍	17,754(100)	21,980(124)	22,457(127)	22,774(128)
第 6作	青梗白菜	37,897(100)	41,722(110)	43,933(116)	42,786(113)
第 7作	蘿蔔	23,707(100)	21,966(93)	23,393(99)	25,496(108)
第 8作	結球白菜	35,468(100)	47,230(133)	46,190(130)	44,333(125)
第 9作	蕹菜	9,318(100)	12,691(136)	12,468(134)	13,754(148)
第10作	芥藍	17,857(100)	30,603(171)	29,476(165)	30,956(173)

二、施用有機質肥料對葉萵苣及後作甘藍之效果(陳鴻堂，台中區農業改良場)

本試驗於民國77年 1 至12月在彰化縣埤頭鄉竹圍村辦理。在三要素施用量相同之情況下，每公頃每期作分別施用台肥 1 號有機質肥料 2 公噸、台肥腐植酸 1 公噸、純雞糞 2 公噸，第 1 作種植萵苣，第 2 作則栽培甘藍進行試驗。施用純雞糞區萵苣及甘藍之產量分別比只施化學肥料之對照區增產18%及13%，施用台肥 1 號有機質肥料區之萵苣則減產17%，甘藍可增產6%，施用台肥腐植酸區之萵苣亦減產35%，甘藍則增產10%。由表廿二得知，每公頃施用台肥 1 號有機質肥料 2 公噸，經栽培一作之葉萵苣後，再種植甘藍時，幾無殘餘肥效，純雞糞(2 噸／公頃)及台肥腐植酸(1 噸／公頃)則有顯著之殘效，純雞糞之殘效略大於腐植酸。

三、長期施用醱酵豬糞堆肥對蔬菜產量及土壤肥力之影響(曾潤錦，桃園區農業改良場)

本試驗於民國78年7月至82年6月在桃園縣新屋鄉桃園區農改場內進行。在三要素按推薦量施用之情況下，每公頃每隔一作即施用醱酵豬糞堆肥 5 公噸栽培蔬菜進作試驗。第 1 作甘藍之產量比只施化學肥料之對照區增產 9%，第 2 作青蔥增產25%，第 3 作甘藍增產22%，第 4 作青蔥增產51%，第 5 作甘藍增產7%，第 6 作青蔥增產34%，第 7 作嫩莖萵苣增產63%，第 8 作蕹菜增產22%(表廿四)。

表廿二、不同有機質肥料對葉萵苣(第一作)及甘藍(第二作)之效果
Table 22. Effect of different organic matter fertilizers on lettuce and cabbage.

蔬菜	化學肥料	台肥1號有機肥2,000		台肥腐植酸1,000		純雞糞 2,000	
	(對照區)	連用區	殘效區	連用區	殘效區	連用區	殘效區
葉萵苣	23,111	19,185	19,711	14,963	15,778	27,333	26,600
(第一作)	(100)	(83)	(85)	(65)	(68)	(118)	(115)
甘藍	30,044	31,733	29,960	33,160	32,493	34,040	33,999
(第二作)	(100)	(106)	(94)	(110)	(108)	(113)	(113)

經二個期作後，各處理區間表土之pH值、有機質及有效性鈣含量之變化甚小，各處理區表土鉀及鎂之含量則明顯增加，而純雞糞施用區磷之含量亦有小幅提高(表廿三)。

表廿三、施用不同有機質肥料栽培二作蔬菜後對土壤理化性質之影響
Table 23. Soil properties of different organic matter fertilizers application after 2nd crop vegetables harvested.

項目	試驗前		化肥區	台肥1號有機肥2噸／公頃		台肥腐植酸1噸／公頃		純雞糞2噸／公頃	
	表土	底土		連用區	殘效區	連用區	殘效區	連用區	殘效區
pH	7.6	7.8	7.7	7.7	7.7	7.7	7.7	7.7	7.7
OM(%)	3.3	2.5	3.3	3.3	3.3	3.3	3.4	3.2	3.3
有 P	11.5	11.9	12.0	12.7	11.0	12.7	11.0	17.0	17.0
效 K	28.2	20.9	85.3	87.3	69.0	78.0	87.3	61.7	92.3
性 Ca	5440	5883	5443	5324	5456	5470	5307	5456	5503
(ppm) Mg	263	319	282	299	296	290	281	303	301

表廿四、蔬菜園施用豬糞堆肥對蔬菜產量之效果
Table 24. Effect of application hog manure on yield of vegetables. (kg/ha)

期作及蔬菜		化學肥料(對照區)	醱酵豬糞堆肥 5000	未醱酵豬糞
第1作	甘藍	46,785(100)	51,071(109)	46,606(99)
第2作	蔥	5,134(100)	6,429(125)	4,911(96)
第3作	甘藍	32,321(100)	39,554(122)	35,045(108)
第4作	蔥	5,098(100)	7,670(151)	8,201(161)
第5作	甘藍	42,366(100)	45,375(107)	46,607(110)
第6作	蔥	4,732(100)	6,316(134)	6,068(128)
第7作	嫩莖萵苣	4,821(100)	7,857(163)	7,857(163)
第8作	蕹菜	23,438(100)	28,571(122)	23,661(101)

經4年8作後，醱酵豬糞堆肥施用區之土壤pH值由試驗前之 5.0降至4.2，氧化鈣由3,231公斤／公頃減爲1,676公斤／公頃，氧化鎂由485公斤／公頃減爲111公斤／公頃，有機質含量由1.88% 略增至1.90% ，磷酐由80公斤／公頃增加至483公斤／公頃，氧化鉀由245公斤／公頃增加至410公斤／公頃，而僅施用化學肥料之對照區，其土壤pH值則由試驗前之5.0降至4.3，有機質含量由1.88% 降至1.65% ，氧化鈣由3,231公斤／公頃減爲 1,598公斤／公頃，氧化鎂由485公斤／公頃減爲 112公斤／公頃，磷酐由80公斤／公頃增加至 389公斤／公頃，氧化鉀由245公斤／公頃增加至460公斤／公頃，顯示長期施用醱酵豬糞堆肥，可提高土壤中有機質及磷酐之含量，而只施用化學肥料者，其土壤有機質含量則日漸減少(表廿五)。

表廿五、蔬菜園長期施用豬糞堆肥經四年栽培八作後對土壤理化性質之影響

Table 25. Soil properties of long-term application of hog manure after 8th crop vegetables harvested.

項目		pH	OM (%)	Available (kg／ha) P_2O_5	K_2O	CaO	MgO
試驗前		5.0	1.88	80	245	3,231	485
四年八作後	化學肥料	4.3	1.65	389	460	1,598	112
	醱酵豬糞堆肥	4.2	1.90	483	410	1,676	111
	未醱酵豬糞	4.2	1.75	470	411	1,373	69

四、有機質肥料對設施蔬菜產量及土壤肥力之影響 (陳鴻堂，台中區農業改良場)

本試驗於83年3月至84年1月在彰化縣永靖鄉塑膠布設施溫室內進行。在總氮素施用量相同之條件下，每公頃每期作分別施用稻草 1,562公斤、樹皮堆肥7,810公斤、純雞糞3,000公斤、豬糞2,794公斤、牛糞1,968公斤，連續栽培 6 作蔬菜(第 7 作目前仍進行中)，第 1 作青梗白菜之產量，稻草區比只施用化學肥料之對照區增產 4%，其餘 4 個有機質肥料處理區比化肥區減產3～9%，第 2 作莧菜之結果亦類似，稻草區增產 1%，其餘之處理區則減產 2～17%，第 3 作芥藍，豬糞區增產 1%，其餘之處理區則減產9～17%，第 4 作小白菜，稻草區比化肥區減產 1%，其餘之處理區則增產 4～16%，第 5 作葉萵苣，五個處理區之產量均較化肥區爲佳，以稻草區增產25%最高，其次依序爲雞糞區21%，樹皮堆肥區 19%，牛糞區11%，豬糞區7%，第 6 作小白菜，雞糞區增產1%，其餘之處理區則減產1～8%，其減產之原因尙待土壤分析後再予探討，第 7 作芥藍目前正進行中(表廿六)。

表廿六、不同有機質肥料對設施蔬菜產量之影響
Table 26. Effect of different organic matter fertilizers on yield of house protected vegetables.
(kg／ha)

期作及蔬菜	化學肥料 (對照區)	稻 草 1,562	樹皮堆肥 7,810	純 雞 糞 3,000	豬 糞 2,794	牛 糞 1,968
第 1 作 青梗白菜	20,015(100)	20,876(104)	19,375(97)	18,313(92)	18,233(91)	19,069(95)
第 2 作 莧 菜	11,301(100)	11,359(101)	10,825(96)	11,089(98)	9,358(83)	9,969(88)
第 3 作 芥 藍	8,178(100)	6,785(83)	7,240(89)	7,466(91)	8,258(101)	6,756(83)
第 4 作 小 白 菜	15,518(100)	15,304(99)	16,201(104)	16,659(107)	18,032(116)	17,269(111)
第 5 作 葉 萵 苣	13,608(100)	16,964(125)	16,125(119)	16,506(121)	14,523(107)	15,133(111)
第 6 作 小 白 菜	32,189(100)	31,976(99)	29,977(93)	32,571(101)	30,740(96)	29,596(92)

經栽培三作蔬菜後，採取表土0～5，5～10，10～15公分之土壤分析其理化性質得知，各處理區各土層之pH值，試驗前爲偏鹼性(pH 7.37～8.04)，經施用不同之有機質肥料後，均具有調整土壤pH值趨於中性之效果;各處理區0～5公分土壤之EC值均比5～10公分及10～15公分者爲高，顯示設施內因缺乏雨水淋洗而有輕微之鹽分累積現象；各處理區0～5公分土壤之有機質含量，亦比5～10公分及10～15公分者爲高，因大型農機無法進入設施內，故未能實施較深層之翻耕作業，顯示在設施內施用有機質肥料，不易提高下層土壤之有機質含量，而0～5公分及5～10公分土壤中磷與鉀之含量則有增加之效果，但對提高10～15公分土層中磷、鉀含量之效果甚微，各土層中鈣、鎂之含量，不同有機肥料處理間之差異並不大(表廿七)。

結論與建議

一、有機質肥料的施用，可以供應作物的養分，並提高作物產量及改善品質;對於作物葉片營養要素含量可以達到平衡的狀態，且對於土壤肥力，包括土壤有機質、團粒構造及有效性元素含量的增加提出有利的證據。

二、大部分有機質肥料試驗的效果，爲在部份化學肥料之施用下的加成結果，單獨施用有機質肥料的情況較少。

三、有機質肥料按照其成分計算比化學肥料昂貴，以乾雞糞製成有機質肥料爲例，每公噸約含4.00％N、1.98％P、2.32％K，如以現在市面化學肥料價格每公斤硫酸銨4.6元，過磷酸鈣3.7元，氯化鉀4.8元計算，每公噸乾雞糞之養分價值爲979元，每公噸豬糞約含2.81％N、1.61％P、1.52％K，價值爲743元，而每公噸牛糞約含1.50％N，1.00％P，0.94％K，價值爲443元。以此種價值來衡量，這些有機質肥料都是養分元素價值太低而不值得施用，祗有二種情形下：一是有機質肥料的價格是負的，而基於環境污染理由要付費來清除，另一是有機質肥料之使用是有超越相等量化學肥料之特性與功能，有機質肥料才會被使用。

四、大部分有機質肥料中之養分需經過礦化分解才會被釋放的，其速率大小明顯與化學肥料有別，

這有好與不良的兩面。化學肥料馬上釋放的特性是可以及時供給作物養分，但如不能被吸收利用，則易於損失，氨 (NH_3) 可給元素中揮發損失，過量的硝酸態氮 (NO_3-N) 易淋洗出根圈下，而磷則大部被固定。有機質肥料是緩釋性肥料之一種，加入之有機物所含之作物養分經由微生物作用分解之所謂礦質化作用 (mineralization) 而緩慢釋放。釋放之速率大多為有機物與土壤之特性控制，新鮮有機物較那些穩定的有機物分解快，但這並非意味著作物養分釋放較快。分解過程常導致生長與發展之微生物質體，而與養分之間有效束縛。如果有機質肥料富含養分 (低之C：N與C：P比) 則分解快而養分元素釋放也快。不同的有機質肥料成分配方，堆製技術、堆製期間、以及施用量、施用技術與時期，都對養分釋放速率有影響。一種穩定之有機物將支持一個緩慢之養分供應速率，而加入新鮮而富含養分者，則將導致快速之供應速率，類似高C：N與C：P比之物質，養分元素最初被生物固定化，生長生質能，養分元素在稍後才會從有機物中釋放到土壤中。很可惜在許多試驗研究中，有機物之分解與養分釋放速率都沒有針對有機質肥料之養分值予以測試，因此很難下一結論。

表廿七、不同有機質肥料對設施蔬菜土壤理化性質之影響
Table 27. Soil properties of different organic matter fertilizer on house protected vegetables.

項目		土層 (公分)	pH	EC (dS/m)	OM (%)	P (ppm)	K (ppm)	Ca (ppm)	Mg (ppm)
試驗前		0～5	7.37	0.96	2.3	841	129	1,866	296
經三作蔬菜後	化學肥料		6.91	1.01	2.2	151	113	2,054	203
	稻草		6.89	1.17	2.4	151	191	2,138	222
	樹皮堆肥		7.28	1.21	2.7	171	197	2,368	234
	純雞糞		7.36	1.00	2.3	213	227	2,349	237
	豬糞		7.05	1.26	2.5	187	159	2,176	208
	牛糞		7.20	1.38	2.5	163	262	2,054	246
試驗前		5～10	7.99	0.55	2.2	563	73	1,924	360
經三作蔬菜後	化學肥料		7.71	0.52	2.0	99	78	2,099	196
	稻草		7.61	0.51	2.1	111	90	2,080	216
	樹皮堆肥		7.67	0.53	2.2	113	93	2,272	210
	純雞糞		7.67	0.54	2.1	141	116	2,459	225
	豬糞		7.65	0.54	2.3	133	90	2,196	213
	牛糞		7.67	0.55	2.2	117	100	2,100	215
試驗前		10～15	8.04	0.50	2.1	454	63	2,039	307
經三作蔬菜後	化學肥料		7.74	0.42	1.9	61	55	2,465	218
	稻草		7.81	0.38	2.0	75	56	2,311	215
	樹皮堆肥		7.85	0.43	2.0	58	59	2,560	222
	純雞糞		7.80	0.46	2.0	72	62	2,484	208
	豬糞		7.84	0.40	2.0	64	59	2,541	230
	牛糞		7.74	0.39	2.0	67	56	2,407	234

參考文獻

1.丁文彥. 1992. 宜蘭地區桶柑肥培管理改進試驗. 農林廳各試驗場所試驗評議會. 八十一年度土壤肥料組試驗報告花蓮場部份.

2.王錦堂、陳鴻堂、賴惠珍. 1991. 有機質肥料對葡萄產量及品質改進試驗. 農林廳各試驗場所試驗評議會. 八十年度土壤肥料組試驗報告台中場部份.

3.洪阿田. 1994. 有機質肥料對荔枝產量、品質及土壤性質影響試驗. 農林廳各試驗場所試驗評議會. 八十三年度土壤肥料組試驗報告高雄場部份.

4.洪阿田、陳富英. 1991. 蓮霧園施用矽酸爐渣與豬糞堆肥對蓮霧品質及土壤性質影響試驗. 農林廳各試驗場所試驗評議會. 八十年度土壤肥料組試驗報告高雄場部份.

5.陳鴻堂、王錦堂. 1995. 有機肥料對設施蔬菜產量及土壤肥力影響. 八十四年度園特產作物之土壤管理、營養診斷與施肥技術改進計畫執行成果報告.

6.陳鴻堂、王錦堂. 1989. 葉萵苣有機質肥料及甘藍有機質肥料殘效試驗. 台中區農業改良場土壤肥料試驗報告.

7.曾潤錦. 1994. 長期施用醱酵豬糞堆肥對蔬菜產量及土壤肥力之影響. 桃園區農業改良場土壤肥料試驗報告.

8.彭德昌、江國忠. 1994. 有機質肥料不同施肥法對文旦柚品質與產量之影響. 農林廳各試驗場所試驗評議會. 八十二年度土壤肥料組試驗報告花蓮場部份.

9.張淑賢、黃維廷、連深. 1993. 柑桔園土壤有機質管理試驗. 農林廳各試驗場所試驗評議會. 八十二年度土壤肥料組試驗報告農試所部份.

10.張茂盛、蘇德銓. 1991. 晚崙西亞甜橙肥培管理方法之改進. 農林廳各試驗場所試驗評議會. 八十年度土壤肥料組試驗報告台東場部份.

11.鄭榮賢. 1993. 有機質肥料對愛文檬果果園土壤肥料、果樹營養及品質改進之效果試驗. 農林廳各 試驗場所試驗評議會. 八十二年度土壤肥料組試驗報告高雄場部份.

12.蔡宜峰、黃祥慶. 1989. 腐植酸及磷鉀肥對枇杷品質及產量之影響試驗. 農林廳各試驗場所試驗評議會. 七十八年度土壤肥料組試驗報告台中場部份.

13.謝慶芳. 1988. 粘板岩沖積土轉作田蕃石榴對腐植酸及微量元素之反應試驗. 農林廳各試驗場所試 驗評議會. 七十七年度土壤肥料組試驗報告台中場部份.

14.謝昱光. 1978. 蔬菜園有機肥料試驗. 台北區農業改良場土壤肥料試驗報告.

Effects of Long-term Application of Organic Matter Fertilizer on Fruit and Vegetable Production

Kao-Chung Chiang, Der-Chang Perng and Shan-Ney Huang
Hualien District Agriculture Improvement Station

Abstract

The organic matter fertilizer has been widely used in fruit and vegetable production. The main purpose of using organic matter fertilizer is supplying nutrients to the plants, as well as changing the soil structure related to chemical and physical properties. However, it is still unknown what patterns of nutrients releasing are and what impact of soil fertilizeration has been changed after applying these varied organic matter fertilizers. Also, the efficiency of nutrient releasing of nutrients and its availability are depended on fermentation of organic matter, soil pH, soil structure, and irrigation of the land, etc. This paper is a review of recent research on application of organic fertilizers that used in fruit and vegetable production. In hopes this review can attribute some valuable points of soil fertilization for further studies.

1. Orchard

(1) Grapes

The yield of grapes (6399 kg/ha) and sugar content (16.7 brix) were the highest values when rice straw manure was applied. The yield of rice straw manure treatment was increased 7 % compared with using chemical fertilizer. Also the sugar content increased 0.8 Brix. Treatments of using peanut cake, soybean cake, humic acid were significantly lower than the treatment of straw manure in the content of sugar. The acidity of grapes was ranged between 0.52 and 0.53 g/100ml, and the difference among treatments were small.

(2) Orange

The nitrogen content of leaves on the nonfruiting terminals was the highest when using peanut cake 10kg per year. Applying peanut cake 10 kg or mushroom manure 20-30 kg had the highest yield comparing with other treatments.It showed that organic matter fertilizer 5kg applied deeply was a better technique fertilizer application on orange. Using 2kg humic acid fertilizer in a depth increased the content of sugar of the fruit. The yield was increased when 8kg of organic matter applied.

(3) Loquat

It increased the sweetness and acidity and decreased the S/TA when using 12 % humic acid original 40 ml to a plant per year.

(4) Guava

Spraying diluted 12% humic acid (dilution 500 ×) on the ground once in the period of young fruiting and 1500 × dilution humic acid to the leaves twice in the period of middle fruiting increased the numbers of fruit.

(5) Lichee

Using hog manure 40 kg per plant yearly had the highest yield of 86kg/plant. Using 30 kg chicken manure per plant had the highest sweetness.

(6)Wax apple

Applying 40 kg hog manure to a plant per year increased the pH value 0.19 unit, organic matter content 0.09%, calcium 399 ppm, manganese 25ppm in the soil. It had the highest yield when using 40kg hog manure to a plant per year.

(7)Mango

Applying 40 kg hog manure to a plant per year had the highest yield of 5.44 kg. The content of sugar was increased when applying No.1 Taiwan organic matter fertilizer 10 kg (17.5 Brix). Applying hog manure and other organic matter manure can increase soil pH, organic matter content, calcium and magnesium content of the soil, and nitrogen, calcium, magnesium content of the leaves.

(8) Wentan pomelo

In the aspect of cane-sugar content, applying 16 kg of No.1 Taiwan organic fertilizer on the ground surface had the highest value among the treatments. In the aspect of production yield, applying 16kg No.1 Taiwan Organic fertilizer in a depth of 60 cm had the highest yield of 45.1 kg.

2. Vegetables

(1) In addition to chemical fertilizer, odds chicken (3 tons per crop), garbage manure (5 tons, 10 tons in 2 crops) were the treatments of a vegetable production study. The yield of all treatments applying organic matter were significantly higher than chemical fertilizer treatment in the first crop of Chinese cabbage production, increasing 3-27% averagely. In the second crop of lettuce, yield increased 29-53%. Spinach, the third crop, increased 18-25 %. Lettuce, the forth crop, increased 11-21 %.Chinese kale, the fifth crop, increased 24-28 %. Chinese cabbage, the sixth crop, increased 10-16%. The yield of seventh crop radish was not higher in garbage manure treatment. This was probably caused by the viral disease. Chinese cabbage, the eighth crop, increased 25-32%. Water convolvulus, the ninth crop, increased 33.8-47.6%. Chinese kale, the tenth crop, increased 65.1-73.4%.

(2) Taiwan organic fertilizer No. 1, humic acid fertilizer and chicken manure were applied in another study based on the same amount of N-P2O5-K2O. Lettuce and cabbage were conducted. The yield of applying chicken manure was increased 18.3% (lettuce) and 13.3% (cabbage). Applying Taiwan organic fertilizer No.1 decreased the 17% yield on lettuce and increased 5.6% on cabbage. Applying humic acid fertilizer decreased 35.3% on lettuce, and increased 10.4 % on cabbage.

(3) In an experiment using fermented hog manure (5 tons/acre) showed a significant increase on cabbage, green onion, and lettuce. The percentages of increase are between 7.1% and 63.0%.

(4) In another study, rice straw, bark compost manure, chicken manure, hog manure, and cattle manure were applied continuously for six crops (seventh crop is in progress). In the first crop, the yield had been increased 4% when using rice straw manure; however, other treatments had decreased the yield 3-9%. The similar condition had occurred on the second crop. Lettuce, the third crop increased 1 % by applying hog manure, other manure decreased the yield from 9 to 17 %. Small Pai-tsai the forth crop, rice straw decreased the yield compared with chemical fertilizer; other manure increased the yield from 4 to 16 %. The fifth crop, all kinds of manure increased the yield well.

Key Words : Long-term application, Organic matter fertilizer, Fruit, Vegetable

特殊有機質肥料(泥炭及腐植酸)之功效

楊秋忠[1] 陳立夫[2]

摘要：有機質肥料的種類甚多，主要是所含有機質材及分解程度不同而有所差別，自然界的有機質來源不外乎是植物、動物及微生物，其所含成分即有所差異，若再經堆集或分解及其過程中的變化腐植程度，使得有機質肥料中的成分變爲更複雜。其中泥炭是自然中千百年所堆積而成的有機質材，泥炭成分中又有可萃取之物質，如腐植酸及多胺。

泥炭是依不同植物體在不同環境下，經千百年堆積成不同的特性，如泥炭土及泥炭苔在物理化學特性上就有差別，泥炭土不易分解，主要是增加土壤有機質含量最佳的材料，視爲土壤改良最長效的有機質。腐植酸及黃酸是由泥炭中鹼性萃取物，生物分析結果顯示不同濃度(200～2000 mgL^{-1}) 對萵苣幼根之增長率爲 23％ 至 49％，對幼莖之增長率則介於 5％ 至 64％，腐植酸對萵苣幼根的促進遠大於黃酸，但黃酸促進萵苣幼莖則略大於腐植酸之作用。來自埔里泥炭土與土壤 (埔心、朴子及大村) 所萃取出並經純化的腐植酸，對萵苣幼根的促進作用甚於幼莖。腐植酸能促進植物生長之機制，至今尙未明確，本研究中首次發現腐植酸中含有 polyamines 之植物賀爾蒙，putrescine, spermidine 及 spermine ，是主要的證實物質，可促進植物生長的功效。

關鍵字：泥炭、鹼性萃取物、類似荷爾蒙活性、多胺類。

前 言

台灣位於亞熱帶－熱帶區，高溫多雨，土壤有機質分解很快，農田的土壤有機質含量普遍偏低，據過去調查土壤有機質含量在2%以下者，約佔耕地面積65%[1]，除農田外經開墾多年的山坡地的有機質含量更爲嚴重偏低，尤其是果園的底土(約15公分以下)，幾乎都在1%左右或更低。因此，爲了改善土壤的物理、化學及生物性質，施用有機質肥料是最有效改善土壤的方法。

有機肥料的種類很多，分解的速度差異很大，一般有機質肥料很難長久存留在土壤中，因爲大部份的有機質肥料在一年中將被分解用盡，而能存留的部份實在太少，於是年年都需要大量施用有機質肥料。但是，泥炭則與一般易分解的有機質肥料大不相同，因爲泥炭是古代草木歷經幾千萬年的作用，形成較不易分解的天然泥炭，其性質如表一所示。泥炭是全世界最廣泛最重要的有機質培養材料，早在18世紀就已被用在蔬菜及植物生產上，也有相當多的研究，其優點大致可歸納如下[2]：

1. 比較能抗微生物分解，是所有有機固態肥料之冠，是一種長的固態土壤改良劑。

---

[1] 國立中興大學土壤環境科學系教授兼系主任
[2] 國立中興大學土壤環境科學系研究生

2. 陽離子交換能量是保肥力的最佳指標，泥炭的陽離子交換能量很高，約在121～244 meq/100 g (pH7)，可供緩效氮及磷的有機肥料。
3. 疏鬆的性質可使土壤通氣及滲水性改善，具有良好的保水力。
4. 含有豐富的天然營養分，包括各種植物所需之大量、中量及微量元素 (鐵、錳、銅、鋅等) 及有機物質 (腐植酸、黃酸、腐植膠、胺基酸、醣類等等)，除植物的營養分外，可能尚含有所謂之類似賀爾蒙及保健物質，此有待研究。此外，因泥炭中含有頗高量腐植酸，目前市售腐植酸肥料主要是由泥炭中萃取，其分解速度較慢，也是天然有機肥料之冠。

腐植酸具有溶於鹼，但不溶於酸 (<pH2) 的特性[3]。腐植酸肥料便是依此特性來製備，市售腐植酸依其產品型態大致可分為固態及液態兩種，固態者大部分為腐植酸之固態粉末(或粒狀者)，其為腐植酸納(Na-humate)或腐植酸鉀(K-humate)，完全依其從含腐植質材質萃取時，所採用之萃取劑而異。如以NaOH溶液萃取時，其萃取得之腐植酸為腐植酸納；如以KOH溶液萃取時，其萃取得之腐植酸為腐植酸鉀。

諸多的研究證實腐植質會直接影響植物的生理代謝過程，如呼吸作用、核酸合成、及離子吸收等[4,5,6,7]。腐植質可能直接影響植物細胞代謝的過程如圖一所示。

腐植酸是土壤腐植質中主要的萃取成分，其構造是由一複雜的芳香性巨形分子在聯結一些胺基酸類、胺醣類、胜類、脂肪酸類或其他脂肪類化合物[8,9,10, 11]。許多文獻指出腐植酸可明顯促進植物生長，其刺激的效應與生長素(auxins)、激勃素(gibberellin)、及細胞動素(cytokinin)的活性類似[12,13,14,15]。

Smidova[16]探討腐植酸鈉對冬小麥之種子對水分之吸收及萌芽的影響，結果顯示腐植酸鈉的濃度為100mgL^{-1}時，可促進冬小麥種子的水分吸收能力，呼吸速率及萌芽率。腐植酸鈉的促進萌芽是由於促進種子組織之酵素活性，近年來有關酵素與腐植質間之相互關係亦有深入的研究[17,18,19,20]。Lee與Bartlett[21]的報告指出，作物栽培於至多含85mgL^{-1}腐植酸鈉的養液時，腐植酸鈉會促進作物對磷的攝取，養液腐植酸鈉的濃度超過85mgL^{-1}時，作物之產量會減少，但是腐植酸鈉仍促進作物對磷的攝取。作物以添加腐植酸鈉的土壤栽培時，亦得到相同之結果。

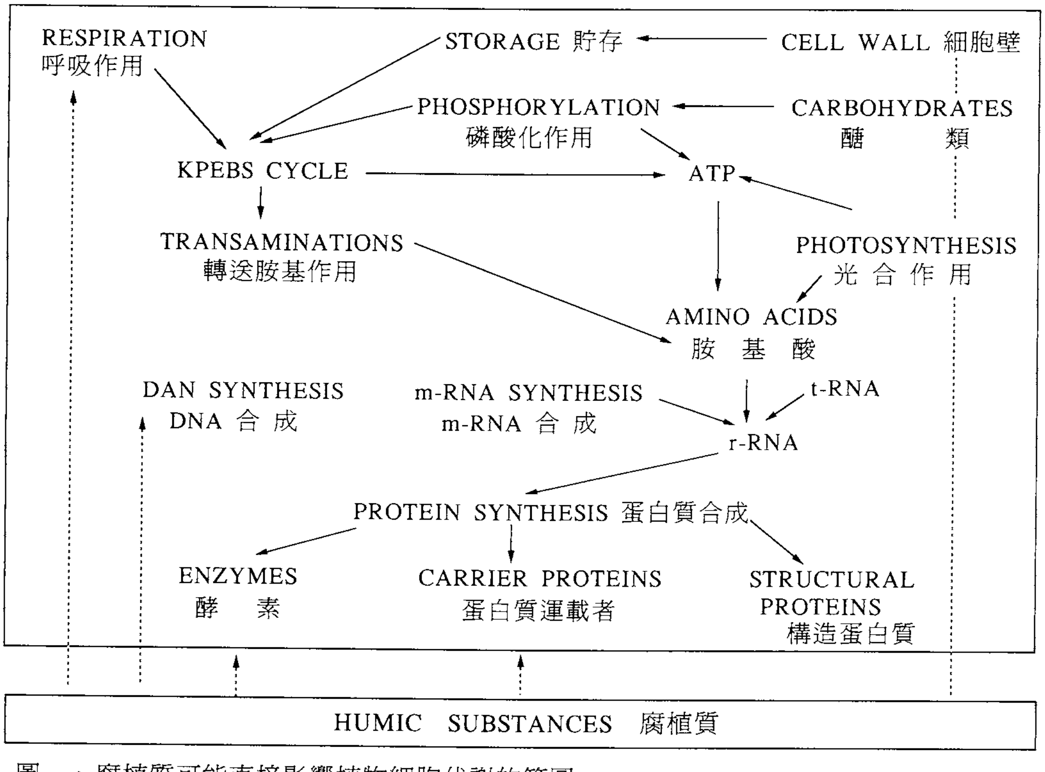
此外，腐植質中的另一重要成分為黃酸，其陽離子交換能量及螯合活度超過腐植酸，唯其含量較低，在水溶液中性質變異大，有關其對植物生長影響之研究，尚不普遍。Fuhr與Sauerback[22]的研究指出攝取移動至植株莖的黃酸量多於腐植酸者。Rauthan與Schnitzer[23]將小黃瓜種植於至多含2000mgL^{-1}黃酸的Hoagland養液，研究結果指出黃酸處理促進植株莖之氮、磷、鉀、鈣及鎂含量的增加，以及植株根氮含量之增加；在黃酸濃度100至300mgL^{-1}時，植株對這些元素有最大的攝取量，並且植株亦有最大的生長量。Vaughan與Ord[24]將豌豆之切根培養於腐植酸及黃酸溶液，研究結果指出切根吸收之黃酸量對腐植酸量之比例隨培育時間之增加而增加，此結果因此指出植物根較易攝取吸收低分子量的腐植化物質。渠等之研究亦指出，低分子量之腐植酸部分可為植物根主動及被動吸收，但是分子量>5000 daltons的腐植酸僅能經由被動吸收之過程為植物所攝取吸收。

本研究乃以不同液劑萃取泥炭中之腐植質，並以不同濃度進行生物分析，測試其對植物之功效。另由三種土壤萃取腐植酸，除進行生物分析外，並進一步鑑定其促進植物生長的機制。

表一、常見泥炭的成分及性質

Table 1. The compositions and characteristics of common peat soil.

性　　質	平 均	範 圍
含碳量（%）	50. 69	46. 7～54. 9
碳/氮比	45. 64	15. 4～99. 2
礦物質（%）	3. 70	0. 3～8. 9
鈣（毫克/克）	6. 92	1. 0～15. 0
總糖量（毫克/克）	35. 50	13. 8～81. 3
酸鹼值	3. 76	3. 0～5. 2
陽離子交換能力 (毫當量/100克)	148. 50	121. 0～224. 0
密度（克/立方毫米）	0. 11	0. 064～0. 195
保水力（%）	616. 10	366. 0～937. 0
初期分解率 (每天之分解碳量，百萬分之一)	124. 80	59. 8～319. 2
後期分解率（同上單位）	55. 10	22. 3～207. 8



圖一、腐植質可能直接影響植物細胞代謝的簡圖

Fig. 1. Scheme of the possible way that humic substances affect the metabolism of plant cell

材料與方法

一、泥炭中鹼性萃取物對萵苣生長之影響

1.腐植質的萃取

取定量泥炭分別加入0.1M NaOH 及0.1M KOH (1:10)，在往復式振盪器(270 rpm)上振盪4 hrs，然後在12000g下，離心30 min，上清液，則以 6 M HCl 迅速酸化至pH=1，靜置過夜。上部液則爲黃酸，下部沉澱物則爲腐植酸，分別再濃縮乾燥並保存於乾燥器內待測。另配置0.1 M $Ca(OH)_2$ 萃取劑，並與前述萃取劑再由泥炭中萃取腐植質，先測出萃取液中腐植質(HA ＋FA) 含量，並製備成一系列濃度進行生物分析。

2.生物分析

經濃縮乾燥的固態腐植質分別配成50, 300, 500 mgL^{-1}溶液。而液態腐植質則分別配成50, 100, 200, 500, 1000, 2000 mgL^{-1}溶液(0.1 M NaOH, 0.1M KOH , 及0.1 M $Ca(OH)_2$ 萃取液之腐植質含量依次爲1.26, 1.63, 及0.083%)。生物分析的方法[25]則以萵苣種子(Lactuca sative var. Salina)爲試驗材料，各施以四重複，其步驟：

(1)取Whattman No.1濾紙裁成5×5公分，浸泡在0.2%之草酸溶液(oxalic acid)中，經24小時後以蒸餾水漂洗數次，風乾備用。

(2)在直徑9公分之培養皿中置入一張步驟1製備好之濾紙，取1 ml待測溶液均勻滴注於濾紙上。

(3)於濾紙上置入經浸泡1小時的萵苣種子12粒，在生長箱27℃下孵育72小時後，取10株，測其幼莖及幼根之長度。

將各處理對萵苣種子萌芽生長之影響與對照組比較，以增長百分率表示其對植物生長促進之功效。

二、腐植酸中荷爾蒙成分的分離與鑑定

本試驗選取一種泥炭(埔里)及三種不同母質土壤(埔心，屬紅壤；大村，屬粘板岩沖積土；朴子，屬砂頁岩沖積土)，其腐植酸則依據國際腐植質學會(International Humic Substances Society; IHSS) 建議的方法[26]萃取並純化之。經純化的腐植酸先根據上法進行生物分析，製備濃度爲 100 mgL^{-1}，pH 則控制爲8 ，對照組以去離子水爲之，分析資料則利用 Duncan's multiple range test 進行統計分析。

腐植酸中多胺類的分析則根據 Smith 和 Davies[27]所述的方法進行。腐植酸與 0.2N $HClO_4$ (100 mg/ml acid)於離心管中混勻，並加入雙胺己烷(hexanediamine)(1 μ mol/g HA) 當內標準用，再二甲胺基奈磺醯化，作螢光標定。經螢光標定的多胺類則由高效能液態層析法(HPLC)分離鑑定：分離管柱爲Merck 5073，Lichrospher 100 逆相C_{18}管柱；流洗液於23分鐘內以60%至95%之甲醇梯度流洗完成；螢光分光光度計激發波長365 nm，放射波長510 nm。

結果與討論

泥炭是由不同植物族群在不同環境下，經一段時間堆積而成的有機質材，由其性質(表一)可

知，其平均含碳量50.96%，平均碳/氮比45.64，與一般台灣土壤(有機碳2%以下，碳/氮比10～12)相較之下，泥碳之平均腐植化程度仍低，但又甚強於其他有機材質(如豆柏類、糞便類)。根據資料顯示，其優點甚多[2]，因此泥炭仍是全世界最廣泛最重要的有機質培養材料。

腐植質含量與品質是判定有機質肥料優劣的重要指標。泥炭中含有頗高量腐植質，尤其是腐植酸。目前市售腐植酸肥料主要是由泥炭中萃取，其分解速度較慢，也是天然有機肥料之冠。腐植質影響植物生長可能途徑，可由圖一瞭解，腐植質會直接或間接影響到植物的呼吸作用、酵素、蛋白質運載者(carrier proteins) 、構造蛋白質(structural proteins)、及光合作用等，其影響機制仍有待進一步確認。

泥炭腐植質對萵苣幼根生長之影響甚於幼莖者(表二及表三)，以300mgL^{-1}爲例，各腐植質萃取物與萃取劑之增長率差，對幼根介於20～80，對幼莖則介於-15～13間。表二的結果顯示腐植酸鈉對萵苣幼根的增長率明顯高於其黃酸鹽或兩者混合時之功效。再者，無論腐植酸鈉或腐植酸鉀，當其濃度爲300 mgL^{-1}時效果最佳，但其黃酸鹽反而開始有抑制的現象，此結果與文獻[16,21,22,23]上之結果略有差異，推測其原因應是腐植酸或黃酸在鹼性溶液中性質較不穩定所致，特別是黃酸鹽類。據此，腐植酸鹽和黃酸鹽處理(HA+FA)之增長率低於腐植酸鹽處理者(HA)，極有可能因黃酸本身高陽離子交換能量和螯合活度的特性，而牽制其促進功效。此外，萃取劑(NaOH或KOH)本身會抑制萵苣幼根的生長，但其腐植質萃取物反而有促進的功效，因此腐植質促進植物生長之功效已不容置疑。然而當腐植質經純化後(去除鈉離子或鉀離子)，促進的功效更佳且隨濃度升高而有漸增之趨勢。

表二、各種腐植質萃取物對萵苣幼根生長之影響

Table 2. Effect of various humic extractants on the radicle growth of lettuce seedlings.

sample	50	300	500
		mgL^{-1}	
		% increase or inhibition(-) of control(H_2O)	
Na-humate(HA＋FA)	25	33	39
Na-humic acid(HA)	46	58	54
Na-fulvic acid(FA)	15	2	-5
K-humate(HA＋FA)	26	30	34
K-humic acid(HA)	46	58	57
K-fulvic acid(FA)	18	4	-14
Purified humic acid(HA)	41	60	77
NaOH	-24	-22	-22
KOH	-26	-16	-35

各種腐植質萃取物對萵苣幼莖生長之影響結果(表三)與幼根結果恰好相反，分子量較低的黃酸鹽對萵苣幼莖之增長率反而高於腐植酸鹽，且由KOH溶液萃取出的腐植質比NaOH溶液萃出者，顯現更佳的促進功效，此結果與萃取劑本身的促進功效類似，顯示萵苣幼莖之增長主要是受離子

的效應所影響，鉀離子顯現出較佳的促進功效。再者，腐植酸鉀對萵苣幼莖之增長率明顯高於經純化之腐植酸處理者，此結果與腐植酸萃取物對幼根之結果(表二)顯著不同。

表三、各種腐植質萃取物對萵苣幼莖生長之影響

Table 3. Effect of various humic extractants on the shoot growth of lettuce seedlings.

sample	50	300	500
	mgL^{-1}		
	% increase of control(H_2O)		
Na-humate (HA+FA)	55	78	70
Na-humic acid (HA)	22	52	68
Na-fulvic acid (FA)	45	60	62
K-humate (HA+FA)	70	85	105
K-humic acid (HA)	72	92	95
K-fulvic acid (FA)	62	100	115
Purified humic acid(HA)	42	45	65
NaOH	55	65	65
KOH	80	100	145

腐植酸肥料的品質與功效，深受製造過程中所使用的萃取劑所影響。有關這方面的研究，亦可見於早期的文獻[16,21]。表四和表五是腐植酸鈉，腐植酸鉀和腐植酸鈣對萵苣生長的影響，因經濃縮製備的腐植酸鹽，含頗高的鹽分，取樣時恐會影響到試驗的結果，因此本試驗直接由腐植質萃取液(HA+FA)進行，其中腐植酸鈣的含量較低(約0.083%)，其製備濃度最高僅可至830 ppm (原液)。表四結果顯示，腐植酸鈉對萵苣幼根的增長率甚於腐植酸鉀的功效，但對幼莖的結果則相反。腐植酸鈉對萵苣幼根的增長率隨濃度升高而漸增之傾向，濃度1000 mgL^{-1}時最佳，至2000 mgL^{-1}時增長率減半。但對萵苣幼莖之功效，則隨濃度之增加而增加，尤其是腐植酸鉀，此結果與表三結果不謀而合。表五結果與表四結果類似，腐植酸鉀無助於萵苣幼根生長之促進，但對萵苣幼莖則明顯增長，特別是濃度高時。腐植酸鈣與腐植酸鈉的功效相近，對萵苣幼根生長的功效甚於幼莖者，惟其萃取合量低，恐不具實用價值。

表四、腐植酸鈉和腐植酸鉀對萵苣生長影響

Table 4. Effect of humate-Na and humate-K on the growth of lettuce seedlings.

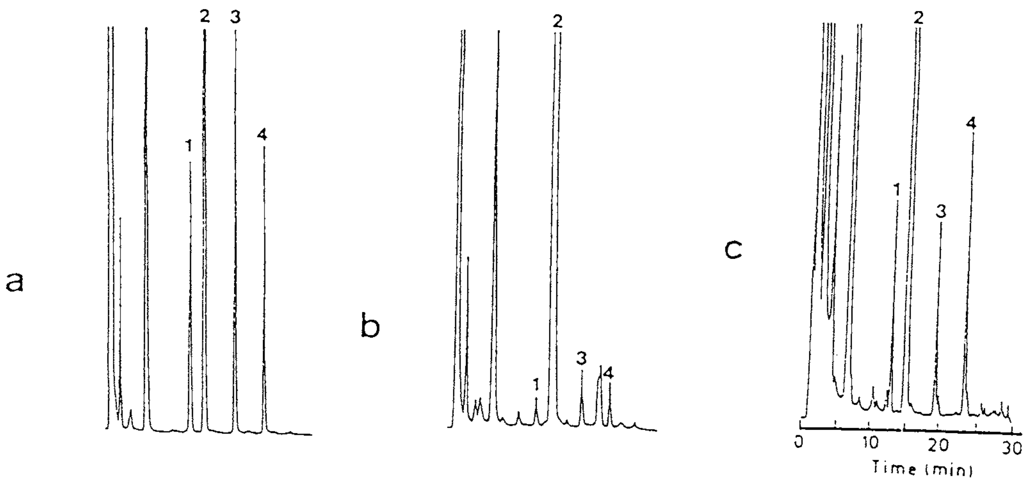
	Humate-Na		Humate-K	
Concentration	Radicle	Shoot	Radicle	Shoot
mgL^{-1}	% increase of control (H_2O)			
200	24	5	22	30
500	31	18	25	52
1000	49	58	27	69
2000	23	64	28	95

表五、腐植酸鉀和腐植酸鈣對萵苣生長影響

Table 5. Effect of humate-K and humate-Ca on the growth of lettuce seedlings.

	Humate-K		Humate-Ca	
Concentration	Radicle	Shoot	Radicle	Shoot
mgL^{-1}	% increase of control (H_2O)			
50	15	10	7	2
100	10	16	3	8
200	17	28	28	4
500	11	50	36	19

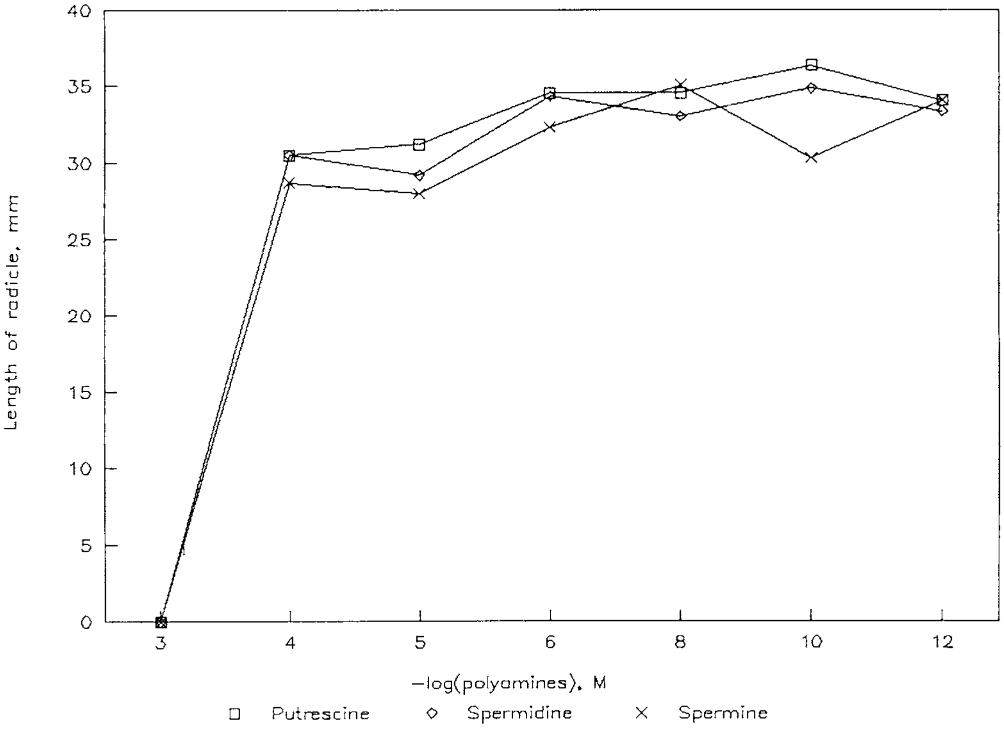
由泥炭組成分及性質(表一)可知，泥炭與土壤在本質上差異頗大。由表二的結果顯示，來自泥炭土並經純化的腐植酸對萵苣幼根顯現最佳的增長率。本研究另由三種不同母質土壤中萃取腐植酸並純化之，以比較測試其對植物生長之功效。由表六的結果顯示，萃自紅壤(Pushin soil)的腐植酸比萃自泥炭(Puli peat)者稍能促進萵苣幼根的生長，而萃自粘板岩沖積土(Tatsun soil)及砂頁岩沖積土(Potzu soil)之腐植酸與萃自泥炭者相較之下，並未能顯著促進萵苣幼根之生長。然而，此四種來源的腐植酸對萵苣幼莖生長之促進並不顯著，此與前述結果(表三)符合。由以上結果可知，若以實用的觀點來考量，泥炭腐植酸含量遠高於土壤者，對植物生長之功效又相近，因此是製造腐植酸肥料的理想材質。



圖二、埔心土壤及其腐植酸中多胺類之HPLC圖譜：
(a)標品準 (b)土壤 (c腐植酸 1. 表示 Putrescine； 2. 表示 Hexanediamine；
3. 表示 Spermidine； 4. 表示 Spermine

Fig. 2. HPLC chromatogram of polyamines in soil and its humic acid from Pushin : (a) standards (b) soil (c) humic acid. 1 = Putrescine; 2 = Hexanediamine (internal standard); 3 = Spermidine ; 4 = Spermine.

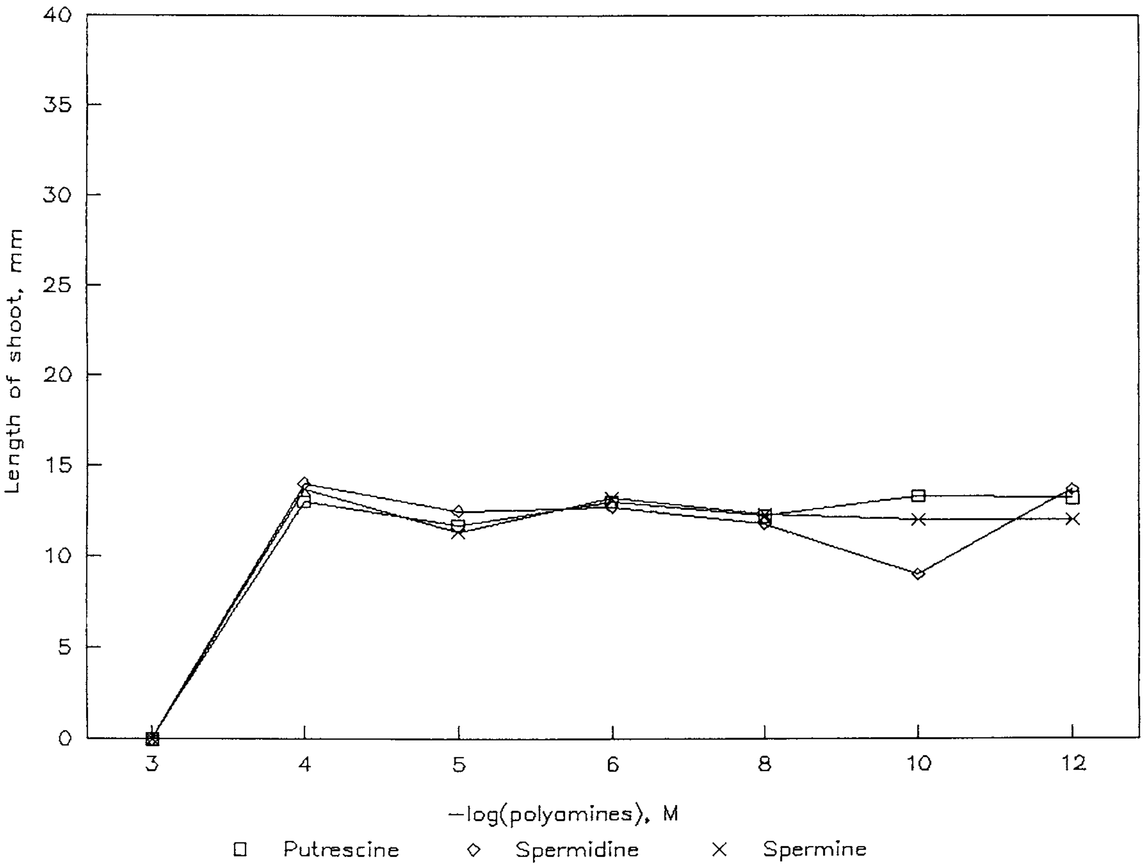
腐植酸除了會直接影響植物細胞代謝(圖一)而促進植物生長外，腐植酸本身亦具有類似荷爾蒙(hormone-like)的特性。Corro 和 Dell'Agnola[14]的研究指出，可溶性腐植物質具有類似生長素(auxin-like)和類似細胞動素 (cytokinin) 的生物活性。本研究根據植物分析的方法[27]，證實泥炭與土壤腐植酸內含有一種功能類似於植物荷爾蒙的植物生長調節劑－多胺類(polyamines)。主要的多胺類成分包括腐胺 (putrescine)、亞精胺 (spermidine) 及精胺 (spermine)。一般而言，它們在植體內的濃度約為10 μ M至1 mM[28]。圖二是埔心土壤及其腐植酸中多胺類之高效能液態層析分析法(HPLC)分析結果，腐植酸內含有頗高量的腐胺，亞精胺及精胺(圖二之C)，其他三種樣品亦呈類似的結果。至於此三種多胺類對萵苣幼根及幼莖生長的影響，則見於圖三及圖四，多胺類對萵苣幼根生長之促進強於幼莖者，此結果與表六結果雷同。高濃度(10^{-3} M以上)的腐胺，亞精胺及精胺則完全抑制萵苣的發芽與生長，濃度介於10^{-6}～10^{-12} M 時能顯著促進萵苣幼根的生長。由HPLC的分析結果顯示，泥炭及三種土壤腐植酸中腐胺，亞精胺及精胺的含量(未列)均介於10^{-6}～10^{-12} M 之範圍內。一般而言，腐植質促進植物生長的效應應是屬多重效應，如離子效應及類似荷爾蒙效應便是。很明顯地，經純化的腐植酸已大部除卻其影響植物生長之離子效應，其促進萵苣幼苗生長之功效與未純化之腐植酸近似（表二及表三），顯示其功效極有可能是類似荷爾蒙成分之效應。再者，腐植酸中腐胺、亞精胺及精胺之含量與這三種多胺類成分促進萵苣幼根生長之濃度範圍符合，因此吾人可斷定腐植酸促進植物生長之功效，其多胺類成分－腐胺、亞精胺及精胺扮演著不可忽略的角色。



圖三、多胺類－系列濃度對萵苣幼根生長之影響

Fig 3. Effect of a series concentration of polyamines on the radicle growth of lettuce essdlings.

腐植質在許久以前即已證實具有類似荷爾蒙的特性，O'Donnell(12) 認為腐植物質具有類似生長素的特性，因其含有少量聚酚類化合物，所以具有生長素的活性。最近，根據Nardi等人(15)的研究資料顯示，加有異茁長素(IAA)之處理，其植物根短而根毛多，但加有低分子量腐植物質之處理，其植物根較長而根毛少。由此可知，近二十年來 (1973-1994)，有關腐植質類似荷爾蒙特性之研究，仍無直接的證據來證實腐植質中此一特殊的性質，本研究乃首次探討不同來源腐植酸中另一種類似荷爾蒙成分－多胺類的活性。由於腐植酸是一龐雜的巨大分子，其化學結構至今仍未明朗，因此有關腐植酸構造的進一步研究，固態構偏極化魔角自旋共振光譜法(CPMAS NMR) 是一有力的工具。根據最近有關土壤腐植質光譜特性分析的探究(24)可知，由CPMAS ^{15}N-NMR 光譜法的結果顯示，土壤有機質中的全氮約有80%是屬醯胺類或胜類的結構，10%屬於自由態或烷基胺類。因此，想要進一步了解多胺類與腐植酸間的關係，CPMAS ^{15}N-NMR 是不可或缺的工具。然而，有關多胺類與腐植酸間反應機制及其在土壤中所扮演的角色，尚待進一步探討。



圖四、多胺類－系列濃度對萵苣幼莖生長之影響

Fig 4. Effect of a serices concentration of polyamines on the shoot growth of lettuce seedlings.

表六、不同來源之純化腐植酸對萵苣幼根及幼莖生長之影響

Table 6. Effect of purified humic acid extracted from different sources on the radicle and shoot growth of lettuce seedlings.

Source of humic acid	Radicle growth	Shoot growth
	mm	
Puli peat	20.2 b[α]	12.2 a
Pushin soil	23.3 a	12.3 a
Tatsun soil	20.8 b	13.1 a
Potzu soil	19.4 b	13.7 a
Control[β]	13.6 c	11.8 a

[α] Means in columns followed by the same letter are not significantly different (P=0.05) by Duncan's multiple-range test

[β] Deionized water was adjusted to pH 8.0

參考文獻

1.Lin C.F. 1967 A report on the soil tests for the cropland of Taiwan. Bull. Taiwan Agri. Res. Ins. 28:1-23.

2.楊秋忠. 1988 土壤與肥料(第五版) 農世股份有限公司 .台中. pp.304- 312.

3.Ailcen G.R., D.M. McKnight, R.L. Wershaw and P. MacCarthy. 1985 An introduction to humic substances in soil, sediment, and water. In: Humic substances in soil, sediment, and water. Eds. G.R. Aiken. John Wiley & Sons, New York. pp.4-5.

4.Vaughan D., R. E., Malcolm and B. G. Ord. 1985 Influence of humic substances on biochemical processes in plants. In Soil organic matter and biological activity. (Eds. D. Vaugham and R. E. Malcolm) Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Pubs., Dordrecht. pp. 77-108.

5.Dell'Agnola G. and S. Nardi. 1987 Hormone-like effect and enhanced nitrate uptake induced by depoly condensed humic fractions obtained from Allolobophora rosea and A. caliginosa faeces. Biol. Fertil. Soils 4: 115-118.

6.Samson G. and S. A. Visser. 1989 Surface-active effects of humic acids on potato cell membrane properties. Soil Biol. Biochem. 21: 343-347.

7.Piccolo A., S. Nardi and G. Concheri. 1992 Structural characteristics of humic substances as related to nitrate uptake and growth regulation in plant systems. Soil Biol. Biochem. 24: 373-380.

8.Schnitzer M. 1977 Recent findings on the characterization of humic substances extracted from soils from widely differing chimatic zones. In: IAEA-SM-221/7. Soil Organic Matter Studies II. Vienna. pp. 117-132.

9.Hayes M. H. B. and R. S. Swift. 1978 The chemistry of soil organic colloids. In: The chemistry of soil constituents. (Eds. D. J. Greenland and M. H. B. Hayes,) John Wiley & Sons, New York.

pp. 179-320.

10.Hatcher P. G., M. Schnitzer, L. W. Dennis and G. E. Maciel. 1981 Aromaticity of humic substances in soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 45 ： 1089-1094.

11.Stevenson F. J. 1982 Humus chemistry. John Wiley & Sons, New York.

12.O'donnell R. W. 1973 The auxin-like effects of humic preparations from leonardite. Soil Sci 116: 106-112.

13.Petrovic P., D. Vitorovic and M. Jablanovic. 1982 Investigations of biological effects of humic acids. Acta Biol. Med. Expt. 7:21-25.

14.Cacco G. and G. Dell'Agnola. 1984 Plant growth regulator activity of soluble humic complexe. Can. J. Soil Sci. 64: 225-228.

15.Nardi S., M. R. Panuccio, M. R. Abenavoli and A. Muscolo. 1994 Auxinlike effect of humic substances extracted from faeces of Allolobophora caliginosa and A. rosea. Soil Biol. Biochem. 26: 1341- 1346.

16.Smidova M. 1962 Effect of sodium humate on swelling and germination of plant roots. Biol. Plant. 4:112-118.

17.Malcolm R.E. and D. Vaughan. 1979a Effects of humic acid fractions on invertase activities in plant tissues. Soil Biol. Biochem. 11: 65-72.

18.Malcolm R. E. and D. Vaughan. 1979b Humic substances and phosphatase activities in plant tissues. Soil Biol. Biochem. 11: 253-259.

19.Visser S. A. 1985 Physiological action of humic substances on microbial cells. Soil Biol. Biochem. 17: 457-462.

20.Ferretti M., R. Ghisi, S. Nardi and C. Passera. 1991 Effect of humic substances on photosynthetic sulphate assimilation in maize seedlings. Can. J. Soil Sci. 71: 239-242.

21.Lee, Y.S., and R.J. Bartlett. 1976 Stimulation of plant growth by humic substances. Soil Sci. Soc. Am. J. 40:876-879.

22.Fuhr, F., and D. Sauerbeck. 1967b The uptake of straw decomposition products by plant roots. In:Report FAO/IAEA Meeting, Vienna, Pergamon Press, Oxford. pp.317-327.

23.Rauthan, B.S., and M. Schnitzer. 1981 Effects of soil fulvic acid on the growth and nutrient content of cucumber (Cucumis sativus) plants. Plant Soil. 63:491-495.

24.Vaughan, D., and B.G. Ord. 1981 Uptake and incorporation of ^{14}C- labelled soil orgainc matter by roots of Pisum sativum L.J. Exp. Bot. 32:679-687.

25.Young C.C. 1984 Autointoxication in root exudates of Asparagus efficinalis. Plant Soil 82:247-253.

26.陳立夫. 1990 台灣兩種主要農耕土壤腐植質特性之研究. 國立中興大學土壤研究所碩士論文. pp.15-16.

27.Smith M. A. and P. J. Davies. 1985 Separation and quantitation of polyamines in plant tissue by high performance liquid chromatography of their danyl derivatives. Plant Physiol. 78: 89-91.

28.Galston A. W. and R. K. Sawhney. 1990 Polyamines in plant physiology. Plant Physio. 94:406-410.

29.Frund R., G. Guggenberger, K. Haider, H. Knicker, I. Kogel-Knabner, H.D. Ludemann, J. Luster, W. Zech and M. Spiteller. 1994 Recent advances in the spectroscopic characterization of soil humic substances and their ecological relevance. Z. Pflanzenernahr. Bodenk. 157:175-186.

Summary

Organic matter fertilizer present several kinds of characteristics. They usually depend on the original organic material and their decomposed extent. Because of the humification processes of organic material in nature, the composition of organic matter fertilizer may trun into more complicated. Peat is an ideal material for organic matter fertilizer. It comes from various vegatation and accumulates in different environment for a long time. For instance, peat soil differ from peat moss in physical and chemical characteristics. Peat soil should be the best organic material to raise soil organic matter content by its lower decomposed character. The alkaline extractant of peat soil-humic acid and fulvic acid, promoted the radicle growth of lettuce by 23-49% and the shoot gowth by 5-64% on a series concentration (200-2000 mgL^{-1}). Humic acid showed better effect on radicle gowth of lettuce than fulvic acid did. However, fulvic acid promoted a little effect on the shoot growth of lettuce than humic acid did. The purified humic acid extracted from peat and soils also showed significant effect on the radicle growth of lettuce, but not the shoot. The mechanism of humic acid reveal good effect on plant growth still needs further speculation. It was the first time to find out a phytohormone-polyamines in humic acid. The major polyamines-putrescine, spermidine and spermine showed beneficial effect on the growth of plant.

Key words : peat, alkaline extractant, hormone-like activity, polyamines.

不同環境及作物制度下維持／增進地力所需有機質肥料之施用量

黃 裕 銘*

摘要：有機質肥料包括農業和城市廢棄物及工業副產品等可供植物養分及有機質的物質。土壤有機質含量在評估土壤肥力上為重要指標之一，因此在增進地力及維持地力之策略上，往往不能忽視土壤有機質含量之管理。

有機質肥料由於來源、製作方法、及製作配方等不同，甚至原始材料等的差異致其各元素的含量及其比值變異大。有機質肥料在土壤中的分解作用影響作物生長及近遠期土壤性質，因此有機肥料之使用需考慮多方面因子之影響。本文依下列幾方面探討：一、影響有機質在土壤中礦化及累積之因子，二、土壤有機質分解模式，三、有機肥料對環境的影響，四、礦化潛能之評估，五、水田土壤有機質之管理，六、有機肥料之殘效，及七、有機肥料品質之影響。

關鍵詞：作物制度、有機肥料、地力增進。

前 言

Sanchez (1976) 指出在自然的植被下，熱帶土壤有機質含量和溫帶土壤相近，但耕作土壤則以熱帶土壤較低(引自 Kimura等[1])。水田土壤有機質含量比旱田高 (Mitsuchi,1974；引自Kimura等[1])。Johnston[2]認為沒有連作障礙之作物在適當施肥下，即使沒有和草地輪作其產量一樣可以很好。土壤有機質含量(SOM) 和年均溫及年雨量有關，最大值在雨量800mm，年均溫18℃ (引自Jo[3])。一般認為土壤有機質含量可視為土壤肥力之指標，使土壤能穩定之土壤有機質含量，Greenland 等 (1975) 建議土壤有機質之關鍵值為3.5%，而 Deploey 和 Poesen(1985) 認為 2% (引自Guerra[4])。

若數學模式能估算在每年加定量有機質入土壤後，土壤有機質達到穩定之有機質含量，則此模式亦可用以估算在所要土壤有機質含量下，每年必需加入土壤之有機質量[5]。雖然氮礦化量和土壤有機質之相關性極顯著，土壤全氮含量和全硫含量相關性亦極顯著(r=0.945)，但是硫礦化量和有機質之相關性不顯著[6]。此表示當土壤有機質礦化之氮量足夠作物生長之量時，其它元素不一定就足夠。

英國Rothamsted試驗場有超過150年的試驗結果，證明單施廄肥之小麥產量和施完全化學肥料者相當[7]。其他試驗亦證明只要化學肥料使用適當，並控制土壤酸化作用，則作物連作之產量不至下降[2]。許多較落後國家作物產量因連作而逐年降低，主要原因是每季作物收穫時，從田裏移

* 國立中興大學土壤環境科學系副教授

去之作物養分，遠比種植期加入之養份量高的原故[8]。只要有施肥，則其作物產量是可繼續提高(Djkoto和Stephen，1964；引自Greenland[7])。

施廄肥和種植豆科綠肥同樣可以提高作物產量[9]。每年施5.6 t/ha堆肥之水田土壤有機碳每年增加0.4%，全氮則增加0.05%[10]。Chang[11]報告水稻之養分中，某些成份大都存在稻桿中，其K，Ca，Si有80%，Mg有50%，而N，P及S有25%，若能將作物殘體回歸原農田，則養分移去率降低，養分補充量亦可降低，加有機肥料之量及迫切性亦降低。

據記載中國早在西周時期就懂得收集野生綠肥以肥田，禮記中已記載在不同土壤需施用不同動物之廢棄物[12]，可見有機質之利用在人類文明發展上具重要地位。本文希望在回顧前人研究中提供如何利用有機質肥料達保持/增進地力。

本　　文

一、影響有機質在土壤中礦化及累積之因子

有機質在土壤中之分解速率愈快則對土壤性質之影響以近期者遠大於其殘效。瞭解影響有機質分解速率因子有助於管理土壤有機質含量在耕作者所要之程度。土壤氮礦化作用和土壤全氮、孵育時間、及溫度成正相關，和土壤有機質及添加有機質之C/N值負相關[13]。以下討論各因子之影響：

(一)輪作制度

Zielke和Christenson[14]報告指出包含玉米、燕麥、苜蓿、甜菜及大豆等作物之六種輪作制度中，在化學肥料以推薦量施用下，輪作制度中含有玉米者，土壤有機質含量及氮含量較高。

Warembourg及Paul[15]指出植物之光合成物質有1/2～2/3存於地上部，15%～25%存於根部及地上部之基部。17%～25%由地下部的呼吸作用損失，比率之變異性係由於株齡的關係。草地而言地上部及地下部各佔一半。Sukthumrong等[16]在泰國之研究發現玉米和豆科綠肥輪作，土壤有機質明顯提高，未種綠肥而施用化學肥料者，土壤有機質含量比無施肥者較高。水田耕作後土壤的硝化作用受延遲，可能影響下一作蔬菜之種植[17]。有些綠肥不僅有機質產量可高達50 t/ha 以上，其固定之氮亦可高達200 kg/ha[11]。

(二)耕犛方式之影響

Rasmussen 等(1980) 認爲耕犛方式和有機質的總量比有機質種類更能左右土壤有機質含量(引自Zielke和Christenson[14])。

(三)有機質成份

一般認爲有機質C/N質低於30者施到土壤才不致有缺氮現象發生。所需C/N值可能和土壤有機質及微生物之C/N值有關。種植作物不同其土壤微生物相不同, 可由土壤生質量中C/N值看出[18]。Jenkinson[19]在他的有機質轉化模式中設定細菌C/N值3.5～4.2，眞菌11.4～12.8。這可能對高C/N值有機質眞菌先成爲主要微生物群做合理解釋。Fu 等20在30℃下孵育研究玉米、大豆、高粱及苜蓿殘體之礦化作用，所用作物殘體C/N值分別爲57.9、35.6、20.4 及 14.4，其中玉米及大豆殘體之處理直到20週及16週時才有正淨礦化氮。Das 等[21]指出要在孵育30、60 、90、及120天得正淨礦化值，其臨界C/N值需爲46、55、70、及95。Wagger

等[22] 指出作物殘體之礦化速率和殘體之C/N比及土壤質地有關。

Vigil等[23]研究高梁植株氮礦化作用認爲礦化速率和C/N值及酸抽出性纖維含量有關。Nugroho 和 Kuwutsuka[24]認爲有機質在土壤中之分解和其C/N比值無關，而和其熱水抽出性有機碳量有緊密相關。更進者，Collins等[25]認爲植物殘體之不同部位混合下分解速率高於個別之分解速率。

(四)環境因子

1.土壤

Rutherford和Juma[26]指出Ellerslic土壤含氮量爲Breton土壤的2.5倍，其礦化速率以單位土壤計算時前者爲後者的1.4倍，若以土壤氮含量計算，則只有後者的一半。可見有機質在Breton土壤之循環較快。

2.溫度

一般相信有機質在土壤中之分解作用主要是受土壤微生植物及動物所決定。因此溫度的影響是不可避免，而且相當重要。學者們喜好用Q_{10}述，Ando等[27] 之研究認爲溫度對礦化作用以指數函數影響。

Stanford[28]等研究認爲土壤氮礦化之Q_{10}值該爲2.0，和Bray及White(1957) 值相同。Naganawa 等[29]田間測定二氧化碳量之釋出量，所得Q_{10}值2.2。Tabatabai和Al-Khafaji [30]研究認爲溫度影響有機質礦化作用，依元素而異，其研究中顯示氮礦化之Q_{10}值爲3.0，而硫之Q_{10}值爲1.9。

Van Veen和Frissel[31]研究溫度及土壤水份對礦化作用的影響，最適溫度介於20～40℃之間，太高或太低皆下降。

3.水份

Van Veen和Frissel[31]研究土壤水份對礦化作用的影響，土壤水份於近田間容水量下有機質礦化速率最高，水份降低則礦化速率亦或近直線負相關而下降。Shields和Paul[32]認爲作物生長期間由於土壤水份較乾而礦化作用下降。Stanford和Epstein[33]研究得知氮礦化作用最適土壤水份在爲列0.1 bar，孔隙的80%～90%充滿水。然後土壤水份和礦化量成近直線相關。同文[33]中提到Miller 和Johnson(1964)認爲礦化作用由適當水份在0.15到0.5 bar間，往永久凋萎點而下降成指數相關(decline exponentially)。Myers等[34]研究結果認爲在－0.03～－4.0 MPa之水勢能下, 礦化氮量和土壤水份含量成直線相關。Reichman等(1966)亦得相似結果[34]。

4.質地

Wagger等[22]指出有機氮之礦化速率和殘體之C/N比及土壤質地有關，小麥殘體孵育18週，在砂質壤土分解80%，而細質砂壤土則只分解25%。Tisdall和Oades (1982)認爲粘粒的種類、含量及粒團程度爲土壤有機質(SOM)動力式的主要控制因子[35]。Marshman 及 Marshall(1981) 提出當蛋白質/粘粒比大時受粘粒影響較小，比值太低則蛋白質不能被分解之[34]，Ladd等(1981)及McGill等(1981)亦認爲粘粒會保護微生物代謝物質[35]。

5.土壤pH

Mayaudon[36]和Fu等[20](1987)皆提出提高土壤pH提高有機質之分解速率。

(五)化學肥料

Zielke和Christenson[14]文中指出，氮肥之施用可提高土壤的有機碳和全氮含量(Barker，1979)。Schjonning等[37]由90年之長期試驗得知，施化學肥料和廄肥處理土壤有機質含量比對照處理分別高出11%及23%，CEC高出11%及17%。

二、土壤有機質分解模式

在Zielke及Christenson[14]文中提到在1933年Salter和Green就指出土壤有機質的轉變和礦化作用爲一次式。Chae和 Tabatabai[38]亦認爲礦化作用爲一次式反應。Ando[27]等認爲有機質的礦化若土壤經過乾燥後由兩個指數函數描述，沒經過乾燥作用則只要一個指數函數可以描述。

Jenkinson等[5]文中提出Henin 和Dupuis (1945)最早用Jenny(1941)之土壤有機氮(SON)=模式，以單組成份(single compartment)之模式，描述土壤有機質的變化，

$SOC = fAc/k + (SOC_0 - fAc/k)e^{-kt}$，

Ac爲每年植體加入之有機碳量，f爲有機碳轉化成腐植質之係數。一般作物之f值約爲0.3 (Janssen,1984)。Dei[10]提出土壤有機質之累積量(A)和分解速率x，及每年施用量之關係爲，

$A = Q(1-x)/x$。

然後發展成多組成份之模式(multicompartmental model)。每一組成分之分解作用都爲一次式反應。Jekinson和其工作夥伴[5]的一系列研究土壤有機碳的變動模式，利用Rothamsted一百五十幾年的農場研究資料，把植物殘體分爲易分解(DPM, readily decomposable material)及不易分解(resistant decomposable material, RPM)。土壤有機質分爲生質量(Biomass, BIO)及腐植質(Humus, HUM)。在1977年之報告[39]將腐植質分爲物理性穩定有機質(physically stabilized orgamic matter POM)及化學性穩定有機質(chemically stabilized orgamic matter, COM)。而DPM、RPM、BIO、POM及COM之半衰期分別爲0.165，2.31，1.69，49.5及1980年。他們的模式中溫度效應用月平均溫，水分用土壤水勢能修正。1990年之模式又設有不分解部份(Inert organic matter，IOM)。他們設定廄肥之DPM和RPM及HUM之比爲0.49，0.49和0.02。植物殘體中DPM 和RPM之比爲0.59 和0.41。

Vigil等之研究用修正後的一次式反應描述高梁植體在土壤中110天後氮的礦化作用，

$$Nt = No[1 - e^{-k(t-110)}] + 1$$

Tabatabai和Al-Khafaji[30]認爲N和S之礦化作用和時間成直線相關。Standford和Smith[40]用土壤於35℃孵育30週，發現大都數土壤氮礦化量和時間的平方根 $t^{1/2}$ 成直線相關，

$$\log(No - Nt) = \log No - K/2.303\, t$$，

其k值 $0.054 \pm 0.009 week^{-1}$。

Paul 及 Juma (1981)將土壤有機氮分爲生質量氮(Bionmass-N)、活非生質量氮(activenon-biomass-N)、穩定性有機氮(Stabilized-N)、及舊有機氮(Old-N)等四類，各別之半衰期爲0.5，1.5，22 及600年(引自[35])。Gilmour[41]等將植體分成極快速(very rapid)、快速(rapid)、及慢速(slow)三部分。極快速部分爲C/N 值2.235之蛋白質，通常於0-2天內分解完。他們又將土壤的生質量分爲加入基質後形成者(type I)及土壤原有者(type II)，其分解常數分別爲0.07及$0.00093d^{-1}$。一般土壤有機質的C/N爲10，而生質量之C/N爲8(Gilmour等[41]引自Knapp等，1983；及Broadent等，1964)。

三、有機肥料對環境的影響

Pratt等[42]16年之試驗結果，施廄肥處理總磷量比施濃過磷酸鈣(CSP)少，但Olsen 法抽出性磷含量較高。施禽糞有機廢氣物增加土壤線蟲數，但施廄肥者不會有此現象。

Willett[43]認爲在低CEC之熱帶土壤，有機質肥料和化學肥料有正相關，主要由於增加土壤有機質，可提高土壤CEC ，其泰國土壤CEC和有機質及粘粒含量之關係式，

$$CEC = -10.5 + 0.18\ clay + 4.1\ OC + 2.0\ pH$$ (95.5％可信度)

由係數可看出土壤有機質的影響大於粘粒含量。Bation及Mokwounye[8]所求得土壤有機質含量(SOM)和土壤CEC之相關係數和Willett[43]所得之係數相近，

$$CEC = 0.14 + 3.52\ SOM\ (r^2 = 0.87)$$。

Wild[44]書中指出排水良好，pH近中性土壤之腐植質其CEC(300～500 me/100g) 大於排水較差及較酸性土壤腐植質之CEC (50～120me/100g)。Jo[3]所得旱田土壤有機質之CEC (133.8 me/100g) 高於水田土壤有機質(103.3 me/100g)。

Vinten等[45]指出若將綠肥於秋天犁入土壤，會引致NO_3-N淋洗至底層土壤。

Unger及Stewart[46]報告指出連續四年施入肉牛廄肥0～268t/ha，土壤有機質隨用量之提高而提高，粒團作用增加，蒸發作用降低。Mathers和Stewart[47]施用廄肥三年之玉米田，180公分土層中硝酸態氮殘留量在施22 t/ha者有100kg-N/ha，而施112及224 t/ha二處理則高達1000kg-N/ha。Chang等[48]的報告亦指出肉牛廄肥每年施17.4 t/ha(乾重)連續11年後發現土層150 cm深度亦有硝酸根之累積。

四、礦化潛能之評估

Stanford 及 Smith[49] 認爲用高溫加熱 (autoclaving 121℃，16hr) 抽出之銨態氮和土壤礦化潛能相關最好，

$$No = 4.1(\pm 1.0)Ni + 6.6,$$

No爲礦化潛能，Ni爲高溫抽出性銨態氮。Serna和Pomeres[50]認爲用高溫分解(autoclave)及HCl抽取性氮比用$KMnO_4$及$NaHCO_3$方法更能預估土壤礦化潛能。抽取性氮和植物吸收量之關係，可由起始礦化性氮加上其他幾種土壤物理及化學性質的複迴歸式以增加準確性。Castellanos和Pratt[51]認爲用胃蛋白沒酵素抽取之蛋白質可用來評估有機物之有效性氮。

五、水田土壤有機質之管理

Yagi和Minami[52]爲施稻稈(6-9 t/ha) 於水田會提高CH_4之釋出，而施堆肥對CH_4之釋出則增加不多，主要由於稻桿含較高可分解有機碳 (readily minera lisable carbon)，水田排水或施氮肥可降低CH_4之釋出。Tsutski和Ponnamperuma[53]研究指出水田狀況下施稻桿及綠肥會促進CO_2及CH_4之產生，尤其高溫時更多，施堆肥則現象不嚴重。溫帶地區常施用有機肥料以提高土壤肥力促成高產。土壤有機質及全氮含量高時土壤Eh降得快，產生CO_2及CH_4亦快。Tanaka[54]指出日本南方地區排水良好地區稻桿用量最高可用8 t/ha/year，若用到10 t/ha/year或以上時，需增加化學氮肥。但是在連續四年後，稻桿之肥效開始顯現，所以化學氮肥用量需降低。排水不良地最高用量只能6 t/ha/year。北方地區排水良好土壤，其最高用量只能6 t/ha/year。他們認爲連續施用稻桿後其效果和堆肥相近。水稻前作植物殘體水稻、大豆、及小麥在水田中礦化量爲9%、52%及38% 。水稻對殘體氮利用率爲3%、11%、及37%。大豆殘體因在水稻種植前即有大量氮礦化出來而損失，因此其被利用率反低於小麥殘體[55]。

六、有機肥料之殘效

Pratt[56]等認爲每年施用20 tan/ha含氮1.5％之有機廢棄物，第一年可供應112 kg-N/ha，第二十年爲233 kg-N/ha。氮利用率爲37％。Elliott[57]等書中引用Powers 等(1974)資料估算不同氮含量有機質當希望其供應氮量200 kg/ha時之連續用量(表一)。有機肥料之殘效不僅對土壤有效養分之供應有影響，對土壤化學性之影響亦相當大[58]。

Table 1. The amounts of organic fertilizers required for 200 kg-N/ha uptaken.

N	Applied year 1	2	3	5	10	20
%	tons/ha					
3.5	7.6	7.2	7.0	6.8	6.6	6.2
2.5	20.0	14.6	13.8	12.6	11.0	9.4
1.5	38.2	29.6	26.2	24.2	20.6	16.8
1.0	100.0	71.4	62.6	52.6	38.6	27.8

七、有機肥料品質之影響

個人研究室分析市售有機肥料及有機複合肥料發現主成份及副成份之含量差異相當大。茲舉幾項資料pH 1.76-9.40，有機碳含量1.9-45.4%，氮含量1.16- 15.1%，銅含量2.9-559 mg/Kg，鋅含量69-1525mg/Kg。難怪有機肥高用量之高冷蔬菜田土壤有效養份已經相當不平衡(表二)。有些土壤有機碳含量雖然達4%以上，可稱相當高，可是往往養份不平衡，勝至連鐵及鎂都有極缺乏之現象，而致作物生長不良。個人曾施用鈣鎂比近1：1之有機肥料以種植唐菖蒲[59]，結果顯示在高用量下，唐菖蒲植体中鈣含量極顯著降低。近年來從事有機肥料養份平衡之配方，在葡萄及高麗菜之栽培上已有初步成效。

Table 2. Soil chemical properties of highland soil before spring tillage.

Soil	pH	KCl Extract AM.	Bray No.1 Ni.	P	Exch. K	Exch. Ca	Exch. Mg	0.1 M HCl Fe	0.1 M HCl Mn	0.1 M HCl Cu	0.1 M HCl Zn	O.C.
			mg/kg									%
1	6.6	6	2	210	546	1555	158	122	155	4.7	39	2.9
2	7.4	6	110	285	720	4163	169	5	95	0.5	34	2.5
3	5.4	13	31	300	325	1132	98	129	95	3.6	29	2.0
4	7.0	5	84	500	459	2977	325	7	152	1.8	74	3.3
5	6.9	1	77	634	466	2703	69	52	135	2.0	45	2.3
6	7.9	0	21	196	297	3405	77	9	134	0.8	80	2.1
7	7.3	0	33	365	275	2527	90	17	120	2.0	64	1.8
8	7.0	6	447	258	469	2812	155	134	165	6.8	65	1.5
9	6.8	2	292	480	797	2801	218	12	113	1.4	80	2.8
10	6.8	5	387	431	617	3263	280	20	165	1.4	162	4.2

(一)葡萄有機肥料

在大村(鈣質土壤)巨峰葡萄園(六年生)，做四個肥料處理：(1)農民慣用法爲對照。(2)只施化學肥料(3)有機肥料氮之肥效設爲化學肥料之75%(4)有機肥料肥效設爲化學肥料之50%。每區面積76.8m^2。化學肥料用量N：P_2O_5:K_2O=160：46：140Kg/ha，有機肥料之成份N，1.73%；P_2O_5，0.5%；K_2O，1.35%；Ca，3.31%；Mg，0.54%；pH7.1。農民肥料用量除化學肥料N：P_2O：K_2O=234：86：43，另加魚精、速得補等商用液肥，農民之處理另用豆粕480 kg/ha及其它市售有機肥1600kg/ha。本試驗從八十二年七月開始。

表三資料顯示合理肥料計算下不論只施化學肥料(處理2)或施用平衡養份之有機肥料(處理3及4)，都可達到高產高品質之農產品。

(二)高麗菜有機肥料

表四所列處理A、B、C、D所用有機肥料爲本研究室和台中場蔡宜峰先生研發之養分平衡有機肥，E處理爲農民所用市售有機肥料。結果可發現使用市售有機肥及高化學肥料之處理E，不僅產量不會較高，其病株率反而較高(表五)。

Table 3. The charaters of grape of the 2nd crop in Chanhua area in 1994.

Treat.	string g	single grain g	Brix	acidity %	yield Tons/ha	yield index %
1	228	8.9	19.0	0.47	16.6	100
2	298	8.3	19.3	0.39	22.4	135
3	282	8.6	18.3	0.38	17.9	108
4	278	8.9	19.0	0.38	22.5	136
LSD5%	10	NS	NS	NS	3.5	21

Table 4. The amounts of fertilizers used in Wulin area in 1993.

Tre.	N	P_2O_5	K_2O	Organic Fert.	Micro-Nutri.
	Kg/ha				g/ha
A	250	98	249	8000	0
B	188	75	186	8000	0
C	188	75	186	8000	414
D	125	49	125	8000	414
E	1270	858	858	7796	0

Table 5. The yield and disease rate of autumn cabbage.

Tre.	Fresh weight	Disease rate
	t / ha	%
A	85. 6	1. 1
B	70. 2	0. 3
C	68. 0	1. 2
D	66. 4	0
E	72. 2	9. 7
LSD 5%	7. 2	1. 5
LSD 1%	9. 8	2. 0

參考文獻

1. Kimura, M., I. Watanabe, P. Patcharapreecha, S. Panichsakpatana H. Wada and Y. Takai 1990. Quantitative estimation of decomposition process of plant Debris in Paddy Field. Soil Sci. Plant Nutr. 36, 33-42.

2. Johnston, A.S. 1986. Soil organic matter effects on soils and crops. Soil use and management 2, 97-105.

3. Jo, I.S. 1990. Effect of organic fertilizer on soil physical properties and plant growth. Food and Fertilizer Technology center Technical Bulletin No. 119.

4. Guerra, A. 1994. The effect of organic matter content on soil erosion in simulated rainfall experiments in W.Sussex,Uk. Soil use and management 10, 60-64.

5. Jenkinson D.S., N.J. Bradbury, and K. Coleman 1994. How the Rothamsted Classical experiments have beed used to develop and test models for the turnover of carbon and mitrogen in soil. Leigh, R.A. and, A.E. Johnston CAB International. 117-138.

6. Haque,I. and D. Walmsley 1972. Incubation studies on mineralcation of organic sulphur and organic mitrogen. Plant and Soil 37, 25-264.

7. Greenland, D.J. 1994. Soil Science and substainable land management. In Soil Science and Sustainable land management in the tropics J.K. Syers & D.L. Rimmer 9EDS.) CAB Interlnational. 1-10.

8. Bationo, A., and A.U. Mokwunye 1991. Role of manures and crop residue in alleviating soil fertility constraints to crop production : with special reference to the Sahelian and Sudanianzones of west Africa. Feitilizer Research 29, 117-125.

9. Goyal, S., M.M. Mishra, I.S. Hooda, and R. Singh 1992. Organic = matter mirobial biomass relationships in field experiments under tropical conditions effects of inorganic fertilization and

organic amendments. Soil Biol. Biochem. 24, 1081-1084.

10. Dei Y. 1975. The effect of cereal crop residues on paddy soils Food and Fertilizer Technology Center Extension Bulletin No.49

11. Chang, S.C. 1975. The utilization and maintenance of the natural fertility of paddy soils. Food & Fertilizer Technologg center Extension Bulletin NO. 61.

12. 吳聰賢 1992 農業史 農業新知識叢書10, 20-34.

13. Barbarika, A., Jr. Lawrence , J. Sikora, and D. Colacicco 1985. Factors affecting the mineraliza tion of nitrogen in sewage sludge applied to soils. Soil Sci. Soc. Ameri. J. 49, 1985.

14. Zielke, R.C., and D.R. Christenson 1986. Organic carbon and nitrogen changes in soil under selected croping rystems. Sci. Soc. Ameri. J. 50, 363-367.

15. Warembourg F.R. and ,E.A. Paul 1973. The use of $^{14}CO_2$ canopy techniques for measuring carbon transfer through the plant-soil system. Plant and Soil 38, 331-345.

16. Sukthumrong, A.,S. Chotechaungmanirat, j. Chancharoensook, and V. Veerasan 1987. The effect of green manure-chemical fertilizer combination on soil fertility and yield of corn. Food and Fertilizer Technology Center Extension Bulletin No. 246.

17. Hayami, A. 1975. Cropping sequences and their affect on soil fetility. Food and Fertilizer Technology Center Techmical Bulletin No. 23.

18. Drury, C.F., J.A. Stone, and W.I. Findlay 1991. Microbial biomass and soil structure associated with corn,grasses, and legumes. Soil Sci. Soc. Ameri. J. 55, 805-811.

19. Jekinson, D.S. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil-IV. The decomposition of fumigate organism in soil. Soil Biochem. 8, 203-208.

20. Fu, M.H., X.C. Xu, and M.A. Tabatai 1987. Effect of pH on nitrogen mineralization in crop residue-treated soil. Biol. Fertil. Soils 5, 115-119.

21. Das, S.K., G.S. Reddy, K.L. Sharma, K.P.R. Vittal, B. Venkateswarlu, M.N. Reddy, and Y.V.R. Reddy 1993. Prediction of nitrogen availability in soil after crop residue incorporation. Fertilizer Research 34, 209-215.

22. Wagger, M.G., D.E. Kissel, and S.J. Smith 1985. Mineralization of nitrogen from Nitrogen-15 labeled crop residus under field conditions. Sci. Soc. Ameri. J. 49, 1220-1226.

23. Vigil, M.F., D.E. Kissel, and S.J. Smith 1991. Field Crop recovery and modeling of nitrogen minerlijed from labeled Sorghun, Risidue. Sci. Soc. Ameri. J. 55, 1031-1037.

24. Nugroho, S.G., and S. Kuwatsuka 1990. Concurrent observation of several processes of nitrogen metabolisim in soil anunded with organic materials. Soil Sci. Plant Nutr. 36, 215-224.

25. Collins, H.P., L.F. Elliott, R.W. Rickman, D.F. Bezdicek, and R.I. Papendick 1990. Decomposition and Interactions among wheat residue components. Soil Sci. Soc. Ameri. J. 54, 780-785.

26. Rutherford, P.M., and N.G. Juma 1989. Shoot, root, soil nad microbial nitrogen dynamies in two contrarting soils cropped to barley. Biol. Fertil. Soils 8, 134-143.

27. Ando, H., R.C. Aragones, and G. Wada 1992. Mineralization Pattern of soil organic N of serveral soils in the tropics. Soil Sci. Plant Nutr. 38, 227-234.

28. Stanford, G., M.H. Frere, and D.H. Schwaninger 1973. Temperature coefficient of soil nitrogen

mineralization. Soil Sci. 115, 321-323.

29.Naganawa, T., K. Kyuma, H. Yamamoto, Y. Yamamto, Y. Yokoi, and K. Tatsuyama 1989. Measurement of soil respiration in the field Influence of temperature, moisture level, and application of sewage sludge compost and agro-chamicals. Soil Sci. Plant Nutr. 35 509-516.

30.Tabatabai, M.A., and A.A. Al-khafaji 1980. Comparison of nitrogen and sulfur mineralization in soils. Sci. Soc. Ameri. J. 44, 1000-1006.

31.Van Veen, J.A., and M.J. Frissel 1979. Mathematical modelling of nitrogen transformations in soil. In modelling nitrogen from farm wastes (J.K.R.Gasser,) Straw(1%), N975kg/ha) were added and nitrate and hbiomars.Applied Science LTD London. 133-157.

32.Shields, J.A. and E.A. Paul 1973. Decomposition of ^{14}C-labelled plant material in soil under field conditions. Can. Soil Sci. 53, 297-306.

33. Stanford, G., and E. Epstein 1974. Nitrogen Mineralization-Water relations in soils. Sci. Soc. Ameri. J. 38, 103-107.

34.Myers, R.J.K., C.A. Campbell, and K.L. Weier 1982. Quantitatine relationship between net nitrogen mineralization and moisture content of soils. Canada J. Soil Sci. 62, 111-124.

35.Paul, E.A. 1984. Dynamics of organic matter in soils. Plant and Soil 76, 275-285.

36. Mayaudon, J. 1971. Use of radiorespirometry in soil microbiology and biochemistry. In Soil Biochemistry Vol.2 McLaren, A.D. and Skujins J.J. (eds). Marcel Dekker. 202-256.

37. Schjonning, P., B.T. Christensen, and B. Carstensen 1994. Physical and chemical properties of a sandy loam receiving animal mannure, mineral fertilizer or no fertilizer for 90 years. Europ J. Soil Sci. 45, 257-268.

38.Chae, Y.M., and M.A. Tabatabai 1985. Mineralization of nitrogen in soils amended with orgainc wastes. J. Environ. Qual. 15, 193-198.

39. Jenkinson, D.S., and J.H. Rayner 1977. The turnover of soil organic matter in some of the rcethamsted elassical experiments Soil Sci. 123, 298-305.

40. Stanford, G., and S.J. Smith 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. Sci. Soc. Ameri. P. 36, 465-472.

41.Gilmour, J.T., M.D. Claric, and G.C. Sigua 1985. Estimating net nitrogen mineralization from cvhon diotide evolution. Soil Sci. Soc. Amer. J. 49, 1398-1402.

42.Pratt, P.F., W.W. Jones, and H.D. Chapman 1956. Changes in phosphous in an irrigated soil during 28 years of diffrential fertilization. Soil Science 82, 295-306.

43. Willett, I.R. 1994. Physical and chemical constraints to sustainable soil use under rainfed conditions in the humid tropics of southeast Asia. In Soil Science and sustainable land management in the tropics. J.K. Syeers & D.L.Rimmer (eds.) CAB Inter. 235-247.

44.Wild A. 1988 11th. Russell's soil conditions & Plant growth. Longman Scientifical Technical.

45.Vinten, A.J.A., R.S. Howard, and M.H. Rdman 1991. Measurement of nitrate leaching losses from arable plots under different nitrogen input regimes. Soil use and management 7, 3-14.

46.Unger, P.W., and B.A. Stewart 1974. Feedlot waste effectin soil conditions and water evaporation. Sci. Soc. Ameri. J. 38, 954-957.

47.Mathers A.C., and B.A., Stewart 1974. Corn Silage Yield and Soil Chemical properties as affected by cattle feedlot manure. Environ. Quality 3, 143-147.

48.Chang, C., T.G. Sommerfeldt, and T. Entz 1991. Soil chemistry after eleven annual applications of cattle feedlot manure. Environ. J. Qual. 20, 475-480.

49.Stanford, G., and S.J. Smith 1976. Estimating potentiallly mineralizable soil nitrogen from a chemical index of soil nitrogen availability. Soil Sci. 122, 71-76.

50.Serna M.D., and F. Pomares 1992. Evaluation of chemical indexes of soil organic nitrogen availability in Calcareous soils. Soil Sci. Soc. Ameri. J. 56, 1486-1491.

51.Castellanos, J.Z., and P.F. Pratt. 1981. Mineralization of manure nitrogen-correlation with laboratory indexes. Soil Sci. Soc. Amer. J. 45, 354-357

52.Yagi, K. and K. Minami 1990. Effect of organic matter application on Methane Emission from some Japanese paddy fields. Soil Sci. Plant Nutr. 36, 599-610.

53.Tsutsuki, K., and F.N. Ponnamperuma 1987. Behavior of anaerobic decomposition in submerged soils: Effects of organic material amendment, soil properties, and temperature. Soil Sci. Plant Nutr. 33, 13-33.

54.Tanaka, A. 1974. Methods of handling of cereal crop residues in Asian countries and related problems. Food and Fertilizer Technology Center Ext. No. 43.

55.Norman, R.J., J.T. Gilmour, and B.R. Wells 1990. Mineralization of nitrogen from nitrogen-15 labeled crop residues and utilization by rice. Sci. Soc. Ameri. J. 54, 1351-1356.

56.Pratt, P.F., F.E. Broadbent, and J.P. Martin,1973. Using organic wastes as nitrogen fertilizers. Calif. Agric. 27(6);10-13.

57.Elliot, L.F. and F.J. Stevenson. 1977. Soils for management of organic wastes and waste waters. Soil Sci. Soc. Amer. 362.

58.Huang, Y.M. and Y.P. Wang 1994. The effects of organic fertilizer on crop production and chemical properties. Agricultural progress. 69, 31-41.

59.黃裕銘 王銀波 1993 唐菖蒲肥培管理II 尿素、過磷酸鈣、氯化鉀及堆肥對 冬作唐菖蒲養分吸收的影響 農林學報 42, 57-66.

The amounts of organic fertilizers required for remaining/ enhancing soil fertility under different cropping systems.

Associate Professor of National Chung Hsing University
Dr. Yuh-Ming Huang

ABSTRACT

Farmers historically collected and applied animal and green manures and crop residues to soil for enriching their fields. In regarding on the nutrient and organic matter in organic wastes of agriculture, industry, and municipal, how to composte them into hygienic organic fertilizers is another topic, the aim of this report is concentrated on how to manage the soil organic matter on views of soil fertility. Consequently seven subtropcs were discussed : 1. The effects of environmental factors on the mineralization and accumulation of organic matter in soil. 2. Models used in the decomposition of soil organic matter. 3. The impact of the use of organic fertilizer on environments. 4. The evaluation of the potential of mineralization of soil organnic matter. 5. The management of soil organic matter of paddy soils. 6. The residual effects of organic fertilizers. 7. The effects of the quality of organic fertilizers on crop production.

Key words : Cropping system Organic fertilizer, Soil fertility improvement

台灣若干土壤有機質分解、聚積之模擬及有機質肥料施用基準之試定

陳琦玲[1] 連 深[2]

摘要：本報告之目的是以台灣過去三處長期試驗資料，檢討不同環境及耕作制度下，連續施用一定量作物殘體或有機質肥料後，土壤中有機質的分解與累積的情形，並嘗試以一階反應方程式模擬之，以概括了解其長期趨勢，進而作爲維持不同土壤有機質含量所需有機質肥料施用基準釐定之依據。討論之長期試驗資料包括台北每年二作水稻之48年試驗、屏東萬巒每年二作水稻和秋作大豆之14年試驗及台南善化每年二作或三作大豆之9年試驗等資料，並以日本埼玉縣鴻巢市每年一作水稻之60年試驗和神奈川縣平塚市寺田村每年洋蔥-甘藍各一作之9年試驗作爲比較。結果顯示，溫帶較熱帶、水田較旱田，可維持較高的土壤有機質含量。化學肥料之長期施用較無肥區可維持較高的土壤有機質含量，而綠肥之長期施用，雖能使土壤有機質含量稍高於化肥區，但比之堆肥區則效果甚小。欲藉有機質肥料之施用，以提高有機質含量，台灣環境顯然較日本環境困難，旱田又較水田難。利用台灣地區有機質肥料在土壤中分解快速之事實，農地可利用作爲無害有機廢棄物之處置場所，以達廢棄物減量之目的，但需按其分解特性，酌定合理施用量，以防二次污染。

根據試驗與模擬分析結果，台北水田在無肥狀態下以每作水稻收穫之殘株及根(約1.4Mg/ha/year)即可維持土壤有機質含量於3.5％水準，而欲使台北水田土壤有機質含量，由無肥區維持之3.5％提高至4.5％，每年需施用17 Mg/ha(鮮重)廄肥，平衡時(約需70年)，每年可釋出約180kg/ha氮量；在連用十年後，氮素礦化率即達85％，每年可釋出約150kg/ha氮量。善化旱田由1％提高到2％，每年需投入110 Mg/ha蔗渣濾泥堆肥(鮮重)，平衡時(約需30年)可釋出約740kg/ha氮量；在連用五年後，其礦化率已達90％，每年可釋出670kg/ha氮量，因此長期施用，恐有污染之虞。

關鍵詞：土壤有機質、分解、模擬。

前 言

土壤有機質長久以來均被認爲是植物養分之貯藏庫，並且是土壤結構穩定性重要影響因子(8)。有機質在土壤中的分解與累積爲一微生物作用之動態過程，其分解速率依施用之作物殘體或施用之有機質肥料及氣象形態與土壤環境而異。在固定的耕作制度下，維持固定有機殘質施用量，則土壤有機質會在其土壤環境中達到平衡,使其含量趨於穩定。但當周圍環境有重要的改變時，如作物耕作系統、土壤通氣或排水狀態改變時，土壤有機質含量又會逐漸改變，而達另一平衡(33)。

[1] 台灣省農業試驗所農化系助理研究員。

[2] 台灣省農業試驗所農化系研究員兼系主任。

有關有機殘質在土壤中之分解模式的研究很多，單組成份一階動力反應方程式常被用來計算作物殘體分解速率與土壤有機質達平衡之含量[19,27,31,32]。然而有機質是以多種形態存在於土壤中，各形態之分解速率相差甚多，故多數模式以多步驟之動力學模式模擬之，如Jenkinson and Rayner(1977)以一將土壤有機質分爲5個部分的動力學模式，來模擬英國Rothamsted試驗農場130年的土壤有機質轉化現象。Hunt(1977)亦以一偏重微生物活性動力學模式，模擬草原有機質之分解。Van Veen and Paul(1981)則模擬加拿大土壤有機質分解與累積。林等(1987)則根據上述三個模式理論，綜合整理成另一土壤有機質轉化模式，並進行在不同土壤特性與環境下之土壤培育試驗的土壤有機質轉化模擬。目前這些模式大都偏重討論旱田狀態之土壤有機殘質分解。

台灣地處於亞熱帶及熱帶，土壤有機質分解速率度較溫帶及寒帶爲快，不易維持土壤有機質在高的含量。因此如何在熱帶地區增加土壤有機質含量顯得非常重要，但亦較困難。然而盲目使用大量的有機質肥料則可能造成環境污染問題。

本報告之目的爲檢討台灣地區與日本共五處長期試驗中，作物殘體與有機質肥料在土壤中分解與累積情形，並以一階方程式模擬之，以概括了解其長期趨勢，進而作爲有機質肥料施用基準釐定之依據。

材料與方法

(一)長期試驗地點與肥料處理說明

本報告檢討之台灣地區長期試驗，包括台北市農業試驗所每年二期作水稻之水田48年(1924-1972年)長期試驗[1,2]、屏東縣萬巒鄉萬金村水稻-水稻-大豆輪作田14年(1974-1988 年)試驗[6]及台南縣善化鎮亞蔬農場每年三期作大豆田9年(1984-1992年)試驗等三處試驗[11,13]，並以日本埼玉縣鴻巢市農事試驗場每年一期作水稻之水田60年(1926-1985年)長期試驗[29,34]、神奈川縣平塚市寺田村農業綜合研究所洋蔥和甘藍蔬菜田9年(1978-1987年)試驗[39,40]等二處試驗資料，作爲不同地區氣象形態、土壤與作物制度及不同有機質肥料施用下，土壤有機質分解與累積之比較。各試驗區附近氣象站歷年的溫度與雨量資料列於表一與圖一、二。日本二處試驗區均有溫度計錄，雨量資料則採用東京歷年平均資料。各試驗區之土壤特性如表二。不同肥料處理之每年的作物殘體及有機質肥料施用量列於表三。

台北農試所1924-1972年間水稻的同種肥料連用試驗，共設12個處理，每一處理二重覆，本報告僅檢討其中無肥區、化肥區、綠肥區與(廄肥－過磷酸鈣)區(以下簡稱廄肥區)等處理。水稻品種包括在來種和蓬萊種，在來種係於1924年開始試驗，第一期作用短廣花螺，第二期作用短腳尖，而蓬萊種則於1926年開始試驗，第一、二期作均用台中65號。本報告僅針對在來種資料進行檢討與土壤有機碳模擬。各處理小區面積1930前爲33m^2，1931起爲13.2 m^2，但1941年記錄上爲16.5m^2。試驗中之土壤有機碳分析，僅於1946年冬季二期作水稻收割後，及1972年一期作水稻收割後，採樣分析。後者文獻[1]上記錄之各處理區土壤有機碳含量乃爲在來種與蓬萊種相同處理區之平均值。本報告土壤有機碳之模擬起始點乃以1946年無肥區之有機碳含量代之。長期試驗中除了1943和1944年因故中止,改種甘藷外,其餘各年度每一期作之化肥、綠肥、廄肥區均施用95kg/ha氮素之肥料。從1924至1972年一期作共93期作，施用8835kg/ha氮素。各期作化肥區乃施用451kg/ha硫酸銨，綠肥區則施用15.78Mg/ha青皮豆(含氮0.6

%)，假設青皮豆含水分80％，而乾物質含碳40％[4]，則每期作約施用1.26Mg /ha碳量。廄肥區則施用9.1Mg/ha之新鮮廄肥，其中含氮1.04％，C/N=15，估計每期作約施用1.42Mg/ha碳量。根據文獻上之記錄，無肥區、化肥區、綠肥區與廄肥區1924-1971年再來種一期作稻穀平均產量分別爲1557，2797，2806，3052kg/ha，二期作爲1697，2307，2333 ，2648kg/ha，1924-1946年一期作稻蒿平均產量1049，2743，2645，2394kg/ha，二期作爲1883，3134，2927，3337kg/ha。各處理區之水稻殘體的估算乃引用曾(1981)所得之單位面積的根乾重約爲稻穀產量之0.33-0.37的結果，以稻穀產量之1/3來估算水稻殘留於土壤之根乾重。水稻斷株乾重則以稻蒿乾重之1/6估算。則無肥區、化肥區、綠肥區、廄肥區各處理每年由水稻殘體提供之碳量分別爲0.6，1.0，1.0，1.1Mg/ha。

屏東縣萬巒鄉萬金村水稻－水稻－大豆輪作制度，係始於1974年二期作水稻至1988年一期作水稻。水稻品種爲台南5號，大豆爲高雄3號。原試驗目的爲探討在水稻－水稻－大豆輪作制度下，長期施用石灰與作物殘體對土壤肥力改良與作物增產之效果。試驗設計乃採裂區設計，以石灰石粉處理(0，2，4Mg/ha)爲主區，氮肥(標準氮區與少氮區)及有機殘體組合處理爲副區，標準氮區1974-1979年爲氮110kg/ha，1980年以後改爲氮90kg/ha，少氮區1974-1979年爲氮90kg/ha， 1980年以後改爲氮70kg/ha，每處理小區面積5*4m^2。作物殘體處理係秋作大豆及一期作水稻殘體犁入土中，而二期作水稻殘體則作爲秋作大豆不整地栽培覆蓋之用，作物殘體施用量爲二期作水稻整地前稻蒿用量，1974-1976年爲2Mg/ha，1977年以後改用4Mg/ha，秋作大豆以前作稻蒿4Mg/ha作爲覆蓋，一期作水稻以前作大豆豆桿2Mg/ha犁入土中。假設作物殘體含水10％，乾物質含碳40％，則1974-1976年每年估計共施用2.9Mg/ha碳量，1977年後則3.6Mg/ha碳量。(化肥＋作物殘體)區與化肥區各期作水稻根殘留量之估算與台北試驗者相同，1974-1987一期作水稻產量化肥區爲4386kg/ha，化肥＋作物殘體區爲4470 kg/ha，1975-1988二期作水稻產量化肥區爲6650kg/ha，化肥＋作物殘體區爲6678kg/ha，故估計無論化肥區或化肥＋作物殘體區一、二期作殘留根部約提供1.5Mg/ha碳量，大豆殘留根量則假設爲0.26Mg/ha乾重，而含碳40％，故殘留0.1Mg/ha碳量。化肥區之水稻斷株之估算，因文獻上沒有稻蒿產量，故以稻穀產量之1/6估算。每年約提供0.7Mg/ha之碳量。土壤有機質測定乃於各期作收穫時於各試區採樣測定之，本報告化肥區與作物殘體區之土壤有機質含量乃爲各氮肥處理石灰石粉處理變級之平均值。

台南大豆連作田試驗始於1983年春作至1993年春作，每年二作或三作大豆，處理分爲無機肥區和(無機肥＋蔗渣濾泥堆肥)區，但1984年秋作無機肥區和(無機肥＋蔗渣濾泥堆肥) 區一樣均施20Mg/ha蔗渣濾泥堆肥。每處理小區20㎡。1984年秋作至1986年春作間兩種處理均混入大豆殘體，1984年秋作至1986年秋作另用稻草敷蓋，各期作施用量如表4。稻草含水量約10％，並假設只有2/3的施用量混入土壤中，無論稻草或大豆殘體均假設其乾物含40％碳。(無機肥＋蔗渣濾泥堆肥)區各期作之施用量和施用總碳量如表4，施用時蔗渣濾泥堆肥之含水量約介於35-65％，乾物含碳量約介於6.5-12.5％。根據1983-1989年調查結果，春作之大豆平均生產總乾重爲8.8Mg/ha，根平均乾重爲0.41Mg/ha，秋作之平均生產總乾重爲6.7 Mg/ha，根平均乾重爲0.26Mg/ha，1986和1987年夏作之平均總乾重爲12.0Mg/ha，根平均乾重0.64Mg/ha，假設根乾物中含碳40％，則春、夏、秋作殘留於土中之根部分，約提供0.16，0.1，0.26Mg/ha碳量。

日本埼玉縣鴻巢市1926-1985年每年一作水稻試驗，共有無肥區、化肥區、綠肥區與稻草堆肥區等四種處理。化肥區施用500kg/ha硫酸銨，含氮105kg/ha。綠肥區每年施用23Mg /ha紫雲英，約含氮110kg/ha，假設其含水量80％[4]，乾物含碳40％，則每年施加1.8Mg/ha 碳量。堆肥區則施加12Mg/ha之稻草堆，約含1Mg/ha碳量。另施加600Kg/ha之大豆粕，其因分解甚速，故以化學肥料視之，未計入施用總碳量計算每一作約施103kg/ha氮量。試驗期60 年間無肥區、化肥區、綠肥區與堆肥區稻穀產量分別約爲1.7，3.5，3.5，3.7Mg/ha，稻蒿產量約爲2.5，5.2，4.5，5.5Mg/ha，每期作殘留根重水稻斷株之估算仍沿用台北水田者。估計各處理每年殘留的根和斷株可提供0.4，0.8，0.8，0.8Mg/ha之碳量。

日本神奈川縣平塚市蔬菜試驗乃始於1978年冬作至1986年冬作(於1987年6月收穫)，其中除了1978年冬作種植甘藍，1980年冬作萵苣外，其餘各年度冬作均是洋蔥，夏作均是甘藍。試驗中共有8種處理，本報告僅檢討其中化肥區、化肥區和牛糞堆肥加用區、牛糞堆肥單用區之土壤碳素變化，其分析值包括施用農藥與無施用農藥試驗區之平均值。化肥區施用複合磷加安，冬作甘藍施用氮量250Kg/ha，冬作萵苣240Kg/ha，冬作洋蔥180Kg/ha，夏作甘藍200Kg /ha。化肥區和牛糞堆肥加用區除了施加化肥區等量之氮素外，另施加2Mg/ha之牛糞堆肥，牛糞堆肥之含水量約爲60％，乾物中含碳28.4±6.1％，氮1.7±0.4％，C/N15±4。牛糞堆肥單用區則施用3.3倍化肥區氮量之牛糞堆肥，所以1978年冬作甘藍約施用121Mg/ha 牛糞堆肥，1980年冬作萵苣爲116Mg/ha，冬作洋蔥爲87Mg/ha，夏作甘藍爲97Mg/ha。施用碳量分別爲13.7Mg/ha，13.2Mg/ha，9.9Mg/ha，11.0Mg/ha。假設每作殘留0.5Mg/ha乾重之地上部作物殘體和根部，若以含碳40％計算，每作殘體提供0.2Mg/ha之碳量。

㈡土壤有機碳分解模式

根據前人研究結果顯示，有機殘質在土壤中之分解及土壤腐植質之形成過程，甚爲複雜，有關土壤有機質分解與累積的模式亦甚多，然而引用之長期試驗資料都僅測定土壤之總碳量，若引用複雜之多變量動力模式，則其中不同形態之有機質反應速率常數之鑑定沒有試驗依據，而本文引用長期試驗資料可涵蓋趨向穩定平衡之數據，減少外插估算之誤差，因此乃先採用最簡易單組成份一階反應方程式，以一概括的分解速率常數，分別描述各試驗區在固定的肥培與作物制度下，有機殘質在土壤中之分解。目前乃針對土壤原有有機質與作物殘質或施用之有機質肥料之總碳量的分解與累積進行模擬，模式說明如下：

$$\frac{d(SOC)}{dt} = A - k(SOC) \cdots\cdots (1)$$

式中SOC表示土壤有機碳，A爲每年的作物殘體回歸量或有機質肥料施用量中之總碳量，k爲土壤有機碳分解反應速率常數。k值乃因土壤特性、環境與施用有機質肥料質材而異。目前模擬時間差採一年。根據模式理論，土壤有機碳之分解速率與土壤有機碳含量成正比，但分解速率常數值與土壤有機碳含量無關[36]。當土壤有機碳達平衡時，即d(SOC)/dt＝0時，則k(SOC)＝A，即單位時間有機碳之分解量等於其施用碳量，因此在每年固定的施用量下，雖然初期分解量較小，但會逐漸累積，至終最大分解量即等於每年的施用量。而土壤有機碳之累積量，則因k值之大小而異，且爲線性相關，如每年施用1 Mg/ha，若k＝0.1，則平衡時有10

Mg/ha土壤有機碳之累積，若k＝0.2，則僅有5 Mg/ha土壤有機碳之累積。達平衡之時間亦隨k值而異，即隨土壤特性、環境與施用之有機質肥料質材而異。k值愈小，則達平衡所需之時間愈長。根據Matus and Rodriguez (1994)在智利四個旱作輪作田施用作物殘體之長期試驗結果顯示，溫度在12-18℃，年平均雨量600-1200㎜之間，其達平衡所需之時間約80-100年。Cambell et al. (1967)以同位素法測定土壤腐植質之turnover時間需為1000年。目前討論之長期試驗中，台北水田48年中僅有2點資料(圖三)，屏東、台南與日本平塚資料則均未超過15年，用以推測其長期趨勢及未來達平衡時之可能的土壤有機質含量，其準確性相對較低。

結果與討論

㈠不同試驗區土壤有機質分解與累積

本文檢討之五處試驗區不同肥料處理之土壤有機碳的逐年變化如圖三。雖然目前討論的五處長期試驗均沒有完全相同的作物制度，土壤母質與特性亦不同，但分別比較水田或旱田，由各試驗的無肥區或化肥區土壤有機質的累積趨勢(圖三，表五)，大致可看出，由於溫帶日本的溫度較熱帶台灣低，土壤有機質的分解速率較慢，故相似的作物制度其土壤有機質的累積較明顯。如日本鴻巢市的水田化肥區土壤有機質可維持在5％，而台灣二處水田約可維持在3-4％。台北水田無肥區可維持和日本鴻巢市水田之4％有機質，可能因日本只有一期作，作物殘體之回歸量較少，且台北之年雨量較多所致。但由台北水田化學區雖相對增加較大作物產量，以致增加較多的作物殘體回歸量，但其土壤有機質之維持量，仍不及日本鴻巢水田所維持者。即可看出環境溫度對有機質分解之效應。又比較性質較為相似的台北水田所施用的廄肥和日本鴻巢所施用稻草堆肥，則日本鴻巢每年施用1 Mg C/ha經過60年，約可較無肥區逐漸增加3.2％之土壤有機質，而台北水田每年施用2.8 Mg C/ha，經過48年，約僅可較無肥區增加1％之土壤有機質，足見熱帶地區環境對土壤有機質的消耗較溫帶明顯。在旱田方面亦然，一般而言，蔬菜田之作物殘體回歸量，應較大豆田少，而日本平塚蔬菜田之化肥區仍可較善化大豆田可維持較高的土壤有機質含量。

若分別比較日本與台灣的水、旱田，則水田明顯比旱田容易有土壤有機質的累積，如屏東萬巒的水旱輪作田與台南善化的旱田其年平均溫度相近，但因萬巒維持二期水田，且其全年雨量較善化約多1000㎜(表一)，排水又不及善化旱田良好，故其化肥區土壤有機質約可維持在3％，而善化的化肥區卻僅維持在0.85％，台北二期作水田則因冬天休耕時仍有相當的雨水(圖二)，且土壤排水亦較不良(表二)，故化肥區的土壤有機質甚至可維持在4％。雖然不同作物制度之作物生產量不同，殘留於土壤之根量與地上部作物殘體不同，但比較作物制度相似之台北水田與萬巒輪作田，仍顯示土壤水分狀態為土壤有機質分解的重要影響因子。日本的水、旱田土壤有機質含量亦有相當的差異，如鴻巢和平塚其溫度相近且土壤特性亦相近，但鴻巢水田化肥區的土壤有機質約可維持在5％，但平塚蔬菜田則僅可維持在2.5％左右。

由目前台北與日本鴻巢二處水田化肥區與無肥區之長期試驗結果顯示，化學肥料之施用，因可增加農作物之產量，進而增加作物殘體回歸土壤之總量，故化肥區較無肥區有明顯的土壤有機質累積，平衡時可維持在較高的含量。Janzen(1991)亦提出從西加拿大土壤的長期輪作試驗顯示，適當的化學肥料施用，可增加土壤有機質含量及土壤供氮能力。蘇等(199 1)綜合

各項試驗觀察調查予以判斷，在多作栽培足量施用化學肥料之情況下，台灣土壤之肥力不但沒有衰退，且一般正在逐漸提高之中，但建議於作物系統中列入水稻。

根據台北水田長期施用青皮豆綠肥與日本鴻巢長期施用紫雲英綠肥之試驗結果顯示，施用綠肥對土壤有機質累積之助益不大，土壤有機質含量僅能維持稍高於化肥區。另一日本Toyama農業試驗場長期試驗(1930-1944)亦顯示，連續施用45 Mg/ha(鮮重)紫雲英綠肥於水田，在14年後僅有全部施用量的6％殘留於土壤中，並未如預期中施用綠肥有大量的土壤有機質累積，以增加地力[38]。根據日本鴻巢水田連用23Mg/ha/yr(鮮重)綠肥估算，60年後僅有全部施用碳量之5%殘留於土壤中。台北水田連用32Mg/ha/yr(鮮重)綠肥估算，48年後僅有全部施用碳量之1.5％留於土壤中。因此綠肥可視爲速效性肥料，提供當期作物養分之需要。

雖然有機質肥料之分解特性不同，但比較目前五處長期試驗結果仍顯示在不同的作物制度下，欲藉有機質肥料之施用增加土壤有機質，即增進地力，台灣地區顯然較日本地區困難，旱田又較水田困難。根據估算結果顯示，台北水田連用48年18.2Mg/ha/yr廄肥後，萬巒水旱輪作田連用14年10Mg/ha/yr(起初三年爲6Mg/ha/yr)作物殘體後,善化旱田連用九年20-1 50Mg/ha/yr蔗渣濾泥堆肥後，分別約僅有全部施用碳量之5.5％，3.5％，35％殘存於土壤中。善化旱田因還未達平衡，故相對殘留量較高。日本鴻巢水田連用60年12Mg/ha/yr(鮮重)稻草堆肥，平塚旱田連用9年450-380Mg/ha/yr(鮮重)堆肥，則分別約有全部投入量之30％和25 ％殘留於土壤中。

(二)土壤有機碳分解模擬

按式(1)之反應方程式，估算各試驗不同肥料處理試驗的土壤有機質分解反應速率常數k值如表3，因k值隨土壤特性、環境與施用之有機質特性而異，從不同試驗之k值顯示，未施用有機質肥料處理之水田k值小於旱田，類似作物制度則日本土壤又低於台灣土壤。雖然各試驗施用之有機質肥料不同，但施用不同有機質肥料之處理區大致亦依循上述趨勢。

化肥區與無肥區土壤有機質之來源均是作物殘體，其k值應相當接近，然而台北水田無肥區估算之k值甚低於化肥區者，日本Saitama水田無肥區之k值亦低於化肥區者，其原因可能是因化肥區施用氮肥，促進有機質分解，但亦可能是殘留根量之估計與實際根量有差異等其他原因。根據前人研究結果，在合適的生長環境下，大豆整個生長期出現最大根系，不是在收穫期，而是在繁殖初期，然後在子實充實期逐漸衰微[10,14,15,26]。雖然根系在子實期逐漸衰微，但直到生理成熟期仍有新根形成[26]。因此實際回歸於土壤之有機質殘體，可能遠大於現在的估算方法。另外，在日本鴻巢農事試驗場各種有機物在土壤中之分解過程試驗報告顯示，雖然經過五年後，稻草僅殘留施用之10％碳量，稻根殘留20％，但第一年之分解率即分別爲75％和50％[37]，因此以目前模擬時間差採用一年，推測殘留根量可能佔土壤有機質相當比例。此外，土壤有機質分解乃是土壤微生物活動的結果，不同量的作物殘體，是否導致微生物活性或繁殖差異，以致使土壤有機質的分解速率，依作物殘體回歸量或有機質肥料施用量而異，亦需進一步探討。根據前人研究結果亦顯示，作物殘體之分解速率與所施用之量沒有一定的關係[22,23,24]。綠肥之葉、莖、根植體之分解速率及氮礦化，除了受植體氮濃度及C/N比影響外，亦受植物殘體含lignins,fats及waxes含量之影響[9]。其礦化氮量與lignin含量成負相關，一般豆科作物莖、根含lignin約在10-30％，葉含lignin約3-6％，故含氮量高之葉分解及礦化速率快[17]。日本試驗亦顯示不同質材有機質其分解速率與其lignin含量成負相關

[29]。施用作物殘體或有機質肥料之蛋白質、纖維、半纖維與lign in之成分亦會影響其後微生物產物與土壤腐植質之穩定性[19,20]，而土壤有機質之平衡水準與不易分解之腐植質的量與分解速率，遠比與剛加入之作物殘體與有機質肥料之分解速率有關[36]。本文因僅以一概括分解率常數來描述土壤有機質分解之複雜過程，故有前述無肥區估算之k值低於化肥區者之情形。雖然以這樣簡易的模式進行模擬，其應用性較受限制，但若應用於類似的作物制度之模擬，應不致有太大的誤差。

根據模式理論分析，在土壤有機質達平衡時，土壤有機質即不再累積，每年的分解量即等於每年的施用量，若按式(1)之一次反應方程式，模擬土壤有機質分解與累積之長期趨勢，以推測各試驗區有機質肥料處理之可能達平衡所需之時間，則台北水田、屏東萬巒、台南善化旱田分別約需180，120和80年，而日本鴻巢水田和平塚旱田分別爲90年和470年。但台北水田、屏東萬巒、台南善化旱田分別於70，40，30年後，日本鴻巢水田和平塚旱田分別於150和40年後，土壤有機碳之分解量即已接近於每年施用碳量(圖四)。一般而言，溫帶地區土壤有機質分解速率較慢，達平衡所需之時間較長，熱帶地區則反之。假定有機殘質之C/ N在15以下，生物固定化作用不明顯的情形下，在平衡時，隨著有機質之分解，氮之礦化率應達最高，即每年施用量所含之氮量。因此根據計算結果，台北水田在連續施用18Mg/ha(鮮重)(含2.8Mg C/ha)廄肥，1，5，10，20後，其每年有機碳分解率分別約爲67，76，85，95％，平衡時，約可維持2.7％之土壤有機碳。萬巒水田在續施用10Mg/ha(約含3.6Mg C/ha)作物殘體，1，5，10，20年後則分別爲76，86，92，99％，平衡時，約可維持2.05％之土壤有機碳。善化旱田在連續施用110Mg/ha(鮮重)(約含5Mg C/ha)蔗渣濾泥堆肥，1，5，10，20年後則分別爲73，89，96，99％，平衡時約可維持1.15％之土壤有機碳(圖四(b))。顯示在台灣環境下，因著土壤有機質的分解快速，相對地在較短的時間內有更多的養分釋出，此指明台灣環境雖然不利土壤有機質的累積，以增進地力，但有利於施用有機肥料中養分之釋出以供作物利用，另一方面亦可提供無害廢棄物之處置場所，達廢棄物減量之目的，但需酌定合理施用量，以防二次污染。

㈢有機質肥料施用量試定

根據長期試驗結果與應用模式預測長期的土壤有機質累積趨勢，可針對土壤有機質累積之需求，概略估算在現有的耕作制度下，提高土壤有機質含量所需施用的有機質肥料量。由於有機質肥料及其在不同土壤環境之分解特性不同，故目前僅能按已有的幾處長期試驗有機質肥料處理區之結果，試定其施用量，供類似土壤環境參考使用(表五)。鑑於施用大量有機質肥料其分解礦化之氮量，可能造成二次污染，因此施用量亦需同時考慮可能礦化之氮量。若施用含重金屬廢棄物，則重金屬之累積又爲另一考慮因素。本文僅先考慮有機質累積與礦化氮量問題。根據台北水田之長期試驗結果，每年施用18.2 Mg/ha(鮮重)之廄肥，可使土壤有機質含量由3.5％提升至4.7％左右，若以目前採用之一階反應模式估算，假設有機質肥料施用量與試驗之施用量相近時，不致影響分解速率常數，則若欲使土壤有機質由無肥區之3.5％，提高至4.5％，則需每年施用17 Mg/ha(鮮重)廄肥，在達平衡時約可提供180kg N/ha /yr，施用20 mg/ha(鮮重)則可增加1.5％之土壤有機質，平衡時約提供210kg N/ha/yr。屏東萬巒水旱輪作田在化肥區約可維持3％之土壤有機質。按模式估算，每年若施用10 Mg/ha(風乾重)作物殘質，在平衡時約可使土壤有機質維持在3.5％。台南善化旱田化肥區之土壤有機質約僅能維持在

0.86％，根據目前每年非等量蔗渣濾泥堆肥施用量試驗結果概略估算，欲使土壤有機質維持於1.5％，則需每年施用80 Mg/ha(鮮重)堆肥，即施用3.7 Mg C/ha，若施用110 Mg/ha或141 Mg/ha(鮮重)，即施用5.2及6.7 Mg C/ha，則分別可使土壤有機質維持在2％及2.5％，然而在平衡時其約有釋出740及950kg N/ha/yr，恐有二次污染之虞。

熱帶地區由於土壤有機質的分解速率較快，故不易維持在高的含量，一般熱帶地區國家如菲律賓，將土壤有機質分爲三級，低於2％者爲低級(low level)，介於2-3％者爲中級(medium level)，高於3％者爲高級(high level)[37]。根據林(1982)71年全省80處一期作水田肥力調查結果顯示，台灣地區土壤有機質介於0.85-7.35％，平均值爲2.70％，介於1-4％者占85％。土壤有機質含量高於1％者，其產量無明顯差異，而低於1％者，其稻穀產量偏低。但當時的調查資料低於1％者只有2處。以目前長期試驗結果顯示，水田在無肥區或化肥區即可維持在高有機質含量水準，施用適量有機質肥料可再增進其地力，但不如日本可維持在更高的水準。旱田方面則化肥區僅能維持在1％之低土壤有機質含量，若要提高其含量，則長期所施用之堆肥量，即可能造成污染。至於旱田土壤有機質含量對作物生產之影響，則需進一步探討。

雖然有機質肥料之特性不同，但根據模式對長期試驗之模擬(表五)，欲維持旱田在2.5％之土壤有機質含量，台灣善化田每年需施用7.2 Mg C/ha，而日本平塚旱田僅需施用4.5 Mg C/ha。而平塚旱田若施用大量有機質肥料，甚至可使土壤有機質提高至8.5％，只因在日本之礦化率較低且達平衡之時間較長，故在施用初期可能還不致有污染問題，但長期施用仍可能造成污染。

結　　論

根據本文檢討之五處長期試驗結果，歸納如下之結論：

(1)比較各試驗區的未施有機質肥料區顯示，不同的作物制度在不同的氣候與土壤條件下，可維持之土壤有機質含量有相當差異，一般而言，溫帶較熱帶、水田狀態較旱田狀態，可維持較高的土壤有機質含量。

(2)針對有機質之累積而言，無論在溫帶或熱帶土壤，化學肥料之施用並未見導致土壤之劣化，由台北、日本水田長期試驗顯示，化肥區較無肥區有更多的土壤有機質累積。綠肥之施用對地力之增進不大，僅較化肥區維持稍高的土壤有機質含量。

(3)利用台灣地區有機殘質在土壤中分解快速之事實，農地可利用作爲無害廢棄物最終處置場所，以提供廢棄物減量方法之一，亦可提供作物所需之養分，使資源可以循環再利用，但需酌定合理施用量。

(4)欲施用有機質肥料以增進地力，台灣環境顯然較日本環境困難，若考慮氮之礦化量不致造成二次污染，推估每年施用之有機質肥料量，在平衡時，水田約僅能較化肥區提高1％之土壤有機質。旱田則約可提高0.5％。

謝　　誌

本文所討論之長期試驗，除了從文獻中直接引用外，特別感謝亞蔬Dr. Richard A. Morris與馬清華小姐，提供試驗結果之數據及相關資料，特此致謝。

表 1.各試驗區氣象資料

Table 1. Weather data of the different experimental sites.

Location	weather station	Weather station		
		years	Ann.mean temp[a](℃)	Ann.mean rain(mm)
Taipei	Taipei	1931-1960	22.1	2100
Wanluan, Pingtung	Neipu	1985-1990	24.0	2615
Shanhua, Tainan	Yungkang	1950-1974	23.7	1579
Saitama, Japan	Konosu Tokyo	1975-1976 1901-1945	15.1 15.3	 1461
Kanagawa, Japan	Hiratsuka Tokyo	1989 1901-1945	16.3* 15.3	 1461

(a) annotated "*" are soil temperature, the rest are air temperature.

表 2.各試驗區土壤特性

Table 2. Soil properties of the different experimental sites.

Location	Soil Properties (surface soil)				
	Soil groups	texture	drainage	pH	BD
Taipei, Taiwan	Sandstone and shale younger alluvial soils	L	Poorly	5.1	1.2
Wanluan, Pingtung, Taiwan	Slate older Alluvial soils	SiL	imperfectly	4.7	1.3
Shanhua, Tainan, Taiwan	Sandstone and shale younger Alluvial soils with lime concretions	SiL	moderately well	7.0	1.5
Konosu, Saitama, Japan	Fine textured gray lowland soils	LiC-CL		5.8	1.23
Hiratsuka, Kanagawa, Japan	Gray lowland soil	SCL		5.5-6.8	1.09-1.15

表3. 各試驗區不同處理之作物殘體/有機質肥料施用量與其估計分解速率常數

Table 3. Rates of crop residues/organic manures applied in the different experimental plots and sites and the rate constants of organic matter decomposition estimated.

Location	Years	crop system	trt[a]	crop residue/ organic manure	rate applied(Mg/ha/yr) matter	C	decomposition rate constant(K)
Taipei, Taiwan	1924-1972	rice-rice	NoF	rice stubble & root	1. 4	0. 6	0. 0145
			IF	rice stubble & root	2. 6	1. 0	0. 249
			GM	rice stubble & root	2. 6	1. 0	0. 077
				green mamue (soybean)	31. 6*	2. 5	
			OF	rice stubble & root	2. 7	1. 1	0. 752
				farm yard manure	18. 2*	2. 8	
Wanluan, Pingtung, Taiwan	1974-1988	rice-rice-soybean	IF	rice stubble & root	5. 8	2. 3	0. 055
			IF+res.	root	4	1. 6	0. 115
				rice straw	6-8*	2. 2-2. 9	
				soybean residue	0-2*	0-0. 7	
Shanhua,	1984-1992	soybean -soybean -soybean	IF	root	0. 7-1. 3	0. 3-0. 5	0. 3-0. 08
				crop	21. 5-0	8. 6-0	
				bagasse-filter cake compost	20-0*	1. 5-0	
			IF+OF	root	0. 7-1. 3	0. 3-0. 5	0. 3-0. 18
				crop residue	21. 5-0	8. 6-0	
				bagasse-filter cake compost	150-20*	8. 8-1. 5	

(a) trt：treatment, NOF：No fertilizer, IF：Inorganic fertilizer, GM：Green, OF：organic fertilizer

(b) annotated '*' are based or fresh weight, while the rest are based on dry weight

表3. (續)

Table 3. (continued)

Location	Years	crop system	trt[a]	crop residue/ organic manure	rate applied(Mg/ha/yr) matter	C	decomposition rate constant(K)
Konosu Saitama, Japan	1926-1985	rice	NoF	rice stubble & root	1.0	0.4	0.013
			IF	rice stubble & root	2.0	0.8	0.018
			GM	rice stubble & root	2.0	0.8	0.054
				Chinese milk vetch	23*	1.8	
			OF	rice stubble & root	2.1	0.8	0.03
				straw compost	12*	1	
Hiratsuka, Kanagawa, Japan	1978-1987	onion-cabbage	IF	root	1.0	0.4	0.028
			IF+OF	root	1.0	0.4	0.15
				cow dung compost	4.0*	4.1	
			OF	root	1.0	0.4	0.21
				cow dung compost	218-184*	22.3-18.8	

(a) trt : treatment, NOF : No fertilizer, IF : Inorganic fertilizer, GM : Green, OF : organic fertilizer

(b) annotated '*' are based or fresh weight, while the rest are based on dry weight

表 4. 台南善化堆肥施用區逐年地上部作物殘體回歸量與蔗渣濾泥堆肥施用量

Table 4. Application rates of above ground crop residue and bagassefilter cake compost of compost treatment on soybean field in shanhua, Taiwan.

year	crop	crop residue				bagasse-filter cake(2)	
		straw(Mg/ha)(1)		soybean residue(Mg/ha)		fuesh matter	C
		fresh matter	C	dry matter	C	(Mg/ha)	(Mg/ha)
1984	Spring	5	1. 2	4. 0	1. 6	0	
1984	Autumn	5	1. 2	2. 8	1. 1	20	1. 5
1985	Spring	10	2. 4	5. 5	2. 2	30	2. 2
1985	Summer	-	-	-	-	-	-
1985	Autumn	10	2. 4	3. 4	1. 4	30	2. 2
1986	Spring	10	2. 4			50	3. 0
1986	Summer	10	2. 4			50	2. 5
1986	Autumn					50	2. 8
1987	Spring					50	3. 7
1987	Summer					50	2. 6
1987	Autumn					50	2. 6
1988	Spring					50	2. 2
1988	Summer					50	2. 5
1989	Autumn					50	2. 1
1989	Spring					50	1. 6
1989	Summer					50	3. 5
1990	Autumn					50	2. 6
1990	Spring					50	2. 2
1990	Autumn					50	2. 6
1991	Spring					50	2. 6
1991	Autumn					50	2. 6
1992	Spring					50	2. 4
1992	Autumn					50	3. 0

1) To estimate the C content of rice straw mulch at the time of incorporation, the following were assumed：10% moisture content and 40% C based on dry weight, of which one third was lost during the season before incorporation.

2) the moisture and Ccontent based on dry weight of bagasse-filter cake compost were：35-65% and 6.5-12.5%

表 5. 各試驗區維持不同土壤有機質含量所需施用之有機質肥料估量

Table 5. The estimated rates of crop residues or organic manures required for maintaining different levels of soil organic matter in the different experimental plots and sites.

OM	Taipei trt.(a)	Taipei C (ton/ha)	Taipei res or OF(b) (ton/ha)	Wanluan trt.	Wanluan C (ton/ha)	Wanluan res or OF (ton/ha)	Shanhua trt.	Shanhua C (ton/ha)	Shanhua res or OF (ton/ha)	Konosu trt.	Konosu C (ton/ha)	Konosu res or OF (ton/ha)	Hiratsuka trt.	Hiratsuka C (ton/ha)	Hiratsuka res or OF (ton/ha)
1							IF	1.2	4.0c						
1.5							IF+OF	4.3	$1.3^{c}+80^{f}$				IF	0.44	1.1^{c}
2							IF+OF	5.7	$1.3^{c}+110^{f}$						
2.5							IF+OF	7.2	$1.3^{c}+141^{f}$				IF+OF	4.5	$1^{c}+40^{h}$
3				IF	2.1	5.0c									
3.5	NoF	0.5	1.3^{c}	IF+res	5.2	13.0c				NoF	0.4	1^{c}			
4	IF	1.1	2.7												
	GM	3.5	$2.6c+31^{d}$												
4.5	OF	3.8	$2.7c+17^{e}$												
5	OF	4.2	$2.7c+20^{e}$							IF	0.8	2^{c}			
										GM	2.7	$2^{c}+23.5^{g}$			
5.5															
6															
6.5															
7										OF	1.8	$2^{c}+11^{g}$	OF	17.6	$1^{c}+169^{h}$
7.5															
8															
8.5													OF	21.4	$1^{c}+206^{h}$

(a) trt：treatment, NoF：No fertilizer, IF：Inorganic fertilizer, GM：Green manure, OF：Organic fertilizer

(b) res. or OF：crop residue or organic fertilizer (c) crop residue(root, rice stubble……) (dry weight) (d) Green manure (fresh weight)

(e) Farm yard manure(fresh weight) (f) bagasse-filter cake compost(fresh weight) (g) rice straw compost(fresh weight)

(h) cow dung compost (fresh weight)

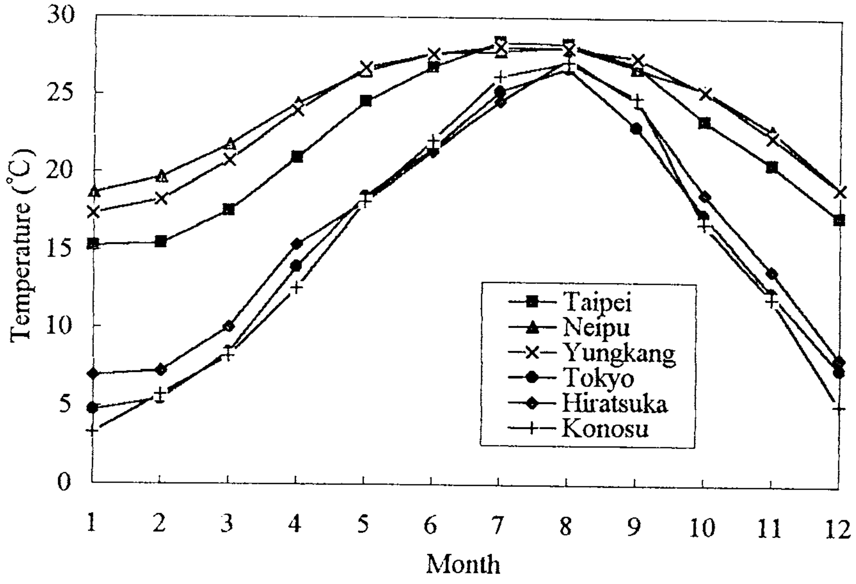


圖 1. 各試驗區歷年的月平均溫度

Fig 1. Monthly mean temperature of the different experiment sites.

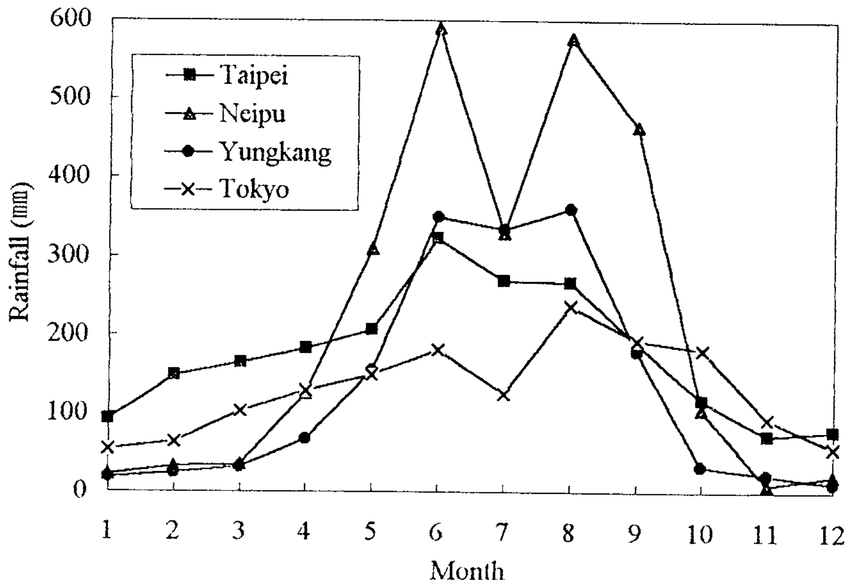
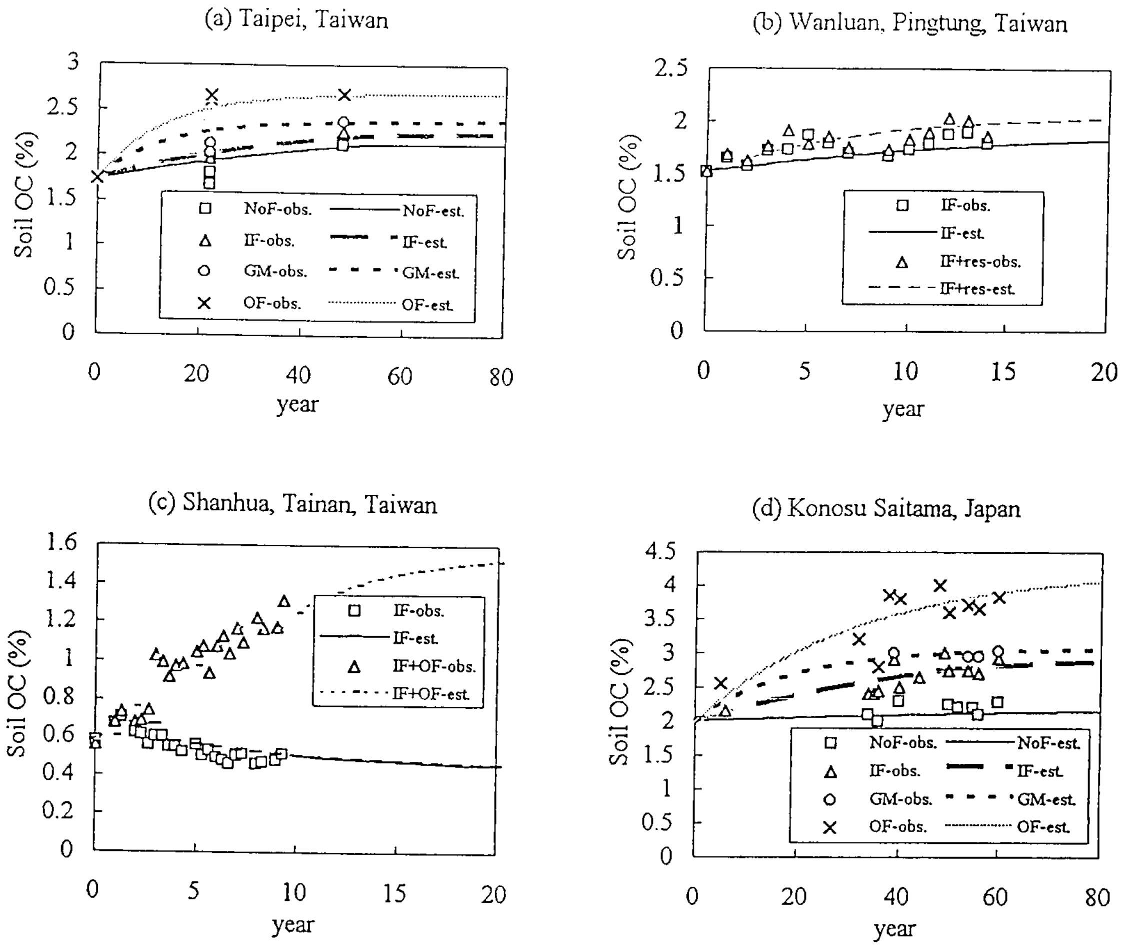


圖 2. 各試驗區歷年的月平均溫度

Fig 2. Monthly mean rainfall of the different experiment sites.



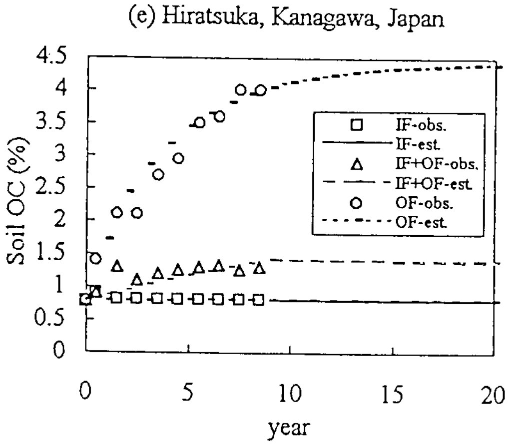


圖3. 各試驗區不同肥料處理之土壤有機質累積情形與模擬結果

Fig 3. Companison of the simulated and observed soil organic matter accumulation in the different ecperimential plots and sites.

(a)Taipei, Taiwan
(b)Wanluan, Pingtung, Taiwan
(c)Shanhua, Tainan, Taiwan
(d)Konosu, Satama, Japan
(e)Hiratsuka, Kanagawa, Japan

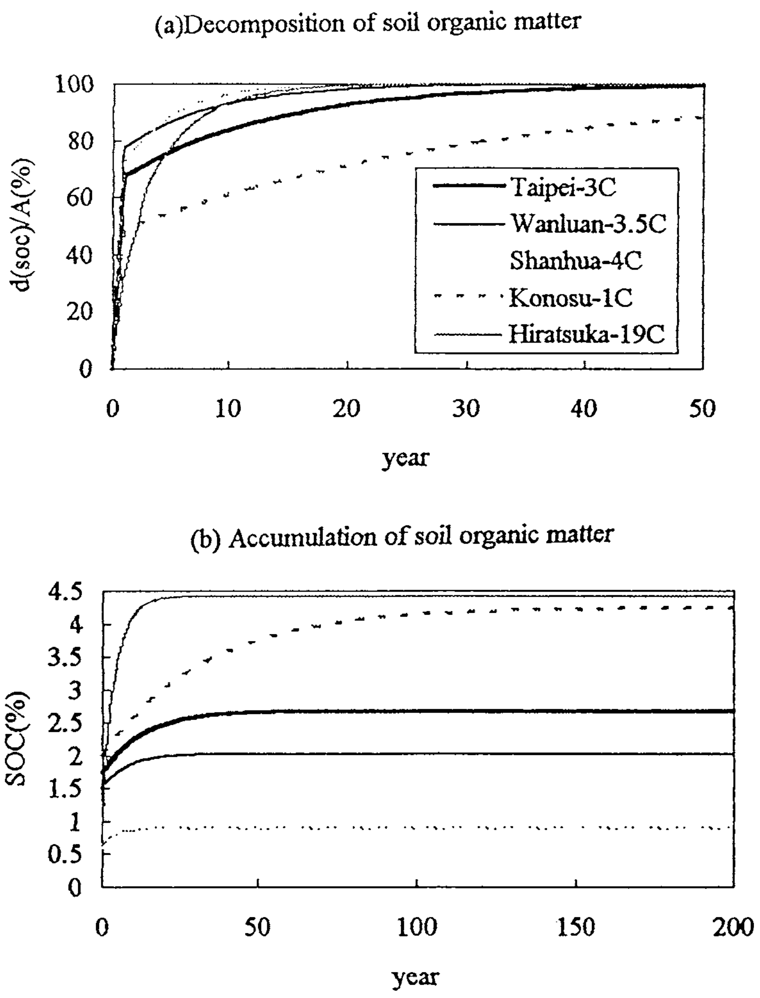


圖 4. 各試驗地點有機質肥料施用區之土壤有機質分解與聚積

Fig 4. Decomposition and accumulation of organic matter in soils of organic manures plots in different sites.

參考文獻

1. 林家棻、李子純、張愛華、陳卿英． 1973 長期連用同樣肥料對於土壤化學性質與稻谷收量之影響． 農業研究 22(4)：241-262.
2. 張守敬、林家棻、步燚昇． 1947 同種肥料連用對於水稻產量及土壤理化性之影響．台灣農業試驗所彙報． 第3號：18-41.
3. 曾國珍． 1981 還原電位和總體密度對水稻根系分佈與產量的影響． 國立中興大學土壤學研究所碩士論文．
4. 焦彬、顧榮申、張學上． 1986 中國綠肥． 農學出版社．北京．

5. 農試所年報． 1982 台灣省土壤肥力能限分類規範調查研究． 台中霧峰 pp.77-82.
6. 羅瑞生、蘇楠榮． 1989 酸性土於水稻－水稻－大豆輪作下長期施用石灰與作物殘體對土壤肥力與作產量之影響． 臺灣省政府農林廳土壤肥料試驗成果報告．
7. 蘇楠榮、王錦堂、吳懷國． 1991 台灣多作制度下土壤肥力之變化． 輪作制度對土壤肥力及作物影響研討會論文專輯． pp.1-27.
8. Allison, F.E. 1965 Soil organic matter and its role in crop production. Elsevier, Amsterdam. 637 pp.
9. Allison, F.E. 1973 Soil organic matter and its role in crop product. pp.461 -483. Elsevia, Amsterdam.
10.Allmaras, R.R., W.W. Nelson, and W.B.Voorhees. 1975 Soybean and corn rooting in southwestern Minnesota:II. Root distribution and related water inflow. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 39: 771-777.
11.AVRDC progress report. 1990 Fertilizer management for sustainable soybean cultivation under continuous cropping. pp.209-215.
12.AVRDC progress report. 1991 Vegetable soybean in cropping systems:effect of residues on soil-N dynamics and growth of tow vegetable species. pp. 252-261.
13.AVRDC progress report. 1993 Soil organic carbon and nitrogen accumulation from compost. pp. 371-375. Shanhua, Tainan.
14.Brown, D.A. 1984 Characterizing root growth and distribution. Ark Farm Res. 33: 3.
15.Burch, G.J., R.C.G. Smith, and W.K.Mason. 1978 Agronomic and physiologicalr esponses of soybean and sorghum crops to water deficits.II.Crop evaporation, soil water depletion and root distribution. Aust.J.Plant Physiol.5:169-177.
16.Campbell, C.A., E.A. Paul, D.A. Rennie and K.J. McCallum. 1967 Applicability of the carbon-dating method of analysis to soil humus studies. Soil Sci. 104: 217-224.
17.Frankenberger, Jr, W.T. and H.K. Abdelmagid. 1985 Kinetic parameters of nitrogen mineralization rates of leguminous crops incorporated into soil. Plant and Soil. 87: 257-271.
18.Greenland, D.J. and Nye P.H. 1959 Increases in carbon and nitrogen contents of tropical soils under natural fallows. J. Soil Sci. 10: 284-299.
19.Herman, W.A., McGill, W.B. and Dormaar, J.F. 1977 Effects of initial chemcal composition on decomposition of roots of three grass species.Can. J. Soil Sci. 57: 205-215.
20.Hunt. H.W. 1977 A simulation model for decomposition in grasslands.Ecology. 58: 469-484.
21.Janzen, H.H. 1991 Fertilization promotes soil organic matter. Alberta Research p10.
22.Jenkinson, D.S. 1971 Studies on the decomposition of C labelled organic matter in soils. Soil Sci. 111: 64-70.
23.Jenkinson, D.S. 1977 Studies on the decomposition of plant material in soil. IV. The effect of rate of addition. J. Soil Sci. 28: 417-423.
24.Jenkinson, D.S. and A. Ayanaba. 1977 Decomposition of carbon-14 labeled plant material under tropical conditions1. Soil Sci. Soc. Am. J., VOL. 41: 912-915.
25.Jenkinson, D.S., and J.H. Rayner. 1977 The turnover of soil organic matter in some of the

Rothamsted classical experiments. Soil Sci. 123: 298-305.

26.Kaspar, T.C., C.D. Stanley, and H.M. Taylor. 1978 Soybean root growth during the reproductive stages of development. Agron. J. 70: 1105-1107.

27.Kirkham, D. and Bartholomew, W.V. 1955 Equations for following nutrient trans- formation in soil, utilizing tracer data II.Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 19: 189-192.

28.Lin, C., T.Liu, and T.Hu. 1987 Assembling a model for organic residue trans formation in soils. Proceedings of the National Science Council. Part B: Life Science. 11(2): 175-186.

29.Maeda, K. and H.Shiga. 1978 Year-long decomposition processes of various or ganic materials in a lowland field. J. Sci. Soil Manure,Japan 49: 455-460. (In Japanese)

30.Matus, F.J. and J. Rodriguez. 1994 A simple model for estimating the contribution of nitrogen mineralization to the nitrogen supple of crops from a stabilized pool of soil organic matter and recent organic input. Plant and Soil 162: 259-271.

31.Russell, J.A. 1964 Mathematical expression of seasonal changes in soil organic matter. Nature (Lond.) 204: 161-162.

32.Russell, J.S. 1975 A mathematical treatment of the effect of cropping system on soil organic nitrogen in two long-term sequential experiments. Soil Sci. 120: 37-44.

33.Russell, E.W. 1949 XV. The composition of the soil organic matter In. Soil conditions and plant growth. John Wiley & Sons Inc. N.Y.

34.Suzuki, M., K.Kamekawa, S.Sekiya and H.Shiga. 1990 Effect of continuous applications of organic or inorganic fertilizer for sixty years on soil fertility and rice yield in paddy fields. Transactions of the 14th International Congress of Soil Science. Vol II, pp.14-19.

35.Tanaka, I. and H.Shiga. 1988 Organic matter dynamics in paddy fields. Agriculture & Horticulture.63(4):479-488.(In Japanese)

36.Van Veen, J.A. and E.A.Paul. 1981. Organic carbon dynamics in grassland soils. I. Background information and computer simulation. Can.J.Soil Sci.61:185- 201.

37.Working group. 1985 Wetland soils : Characterization, Classification, and utllization. International Rice Ressarch Institute.

38.Yamazaki, K. 1957 Renge rice culture. Toyama Agri. Technol. 4(5): 1-31.

39.Yamada,H. 1991 Agricultural technological evulation on organic farming and gardening(No 2)-Estimation of soil nitrogen mineralization in upland fields continuously treated with organic and/or chemical fertilizier.Report of Agricultural Research Institute of Kanagawa Prefecture.133: 67-74.(In Japanese)

40.Yamada, H., and H.Kamata. 1989 Agricultural technological evulation on organic farming and gardening. I. Effects of organic farming on yields of vegetables and soil physical and chemical properies. Report of Agricultural Research Institute of Kanagawa Prefecture.131:1-13.(In Japanese)

Modeling of Organic Matter Turnover in Some Taiwan Soils and Estimation of Criteria for the Application of Organic Manures

Chiling Chen and Shen Lian

Summary

This paper reviews changes of organic matter content in the soils of some long-term experiments conducted in Taiwan, where different rates of crops residues or organic manures had been applied continuously. The decompsition and accumulation of organic matter in the soils were simulated to the first order reaction and the model was used to estimate the input of organic manures required to maintain different levels of organic matter in the soils.

The experiments consist of a 48-year field trial with the cropping system of two crops paddy rice per year in Taipei, a 14-year field trial with the cropping system of rice-rice-soybean per year in Pingtung and a 9-year field trial with the cropping sy stem of 2-3 crops soybean per year in Taiwan. For the sake of comparison, a 60-year field trial with the cropping system of one crop paddy rice per year in Saitama, Japan and a 9-year field trial with the cropping system of onion-cabbage per year in Kanaga wa, Japan were also reviewed.

The results indicate that soil organic matter can maintain higher generally in the Temperate than in the Tropics, and in paddy than in upland. The long-term application of chemical fertilizer did not deplete the content of soil organic matter but even increase slightly compared to the soil without application of fertilizers. A stablized content (3.0%) of organic matter was, in fact, maintained in the soil without application of fertilizer in this paddy soil; the rice stubbles and roots remained in the s oil after the harvests were enough to maintain this level of organic matter without any tendency of depletion. On the other hand, the long-term application of green manure did not increase the content of soil organic matter as significantly as that of comp ost did, although it did increase slightly higher than the soil with the application of chemical fertilizer. Apparently, the increase of soil organic matter through the application of organic manure is more difficult in Taiwan than in Japan due to its high er rate of decomposition. This characteristics, however, is advantageous for agricultural land to act as disposal places for the harmless organic waste produced by animal husbandry. The reasonable rate of application, however should be evaluated so that en vironmental impact will be minimized.

According to the results of the experiments and simulation analysis, the continuous application of 17Mg/ha/year (fresh weight basis) of farm yard manure for 70 years is required to raise soil organic matter from the level of 3.5% to 4.5%, both at nearl y equilibrated state, in the paddy field of Taipei. The rate of N release at equilibrated status maintaining 4.5% organic matter is 180Kg N/ha/year. On the other hand, the continuous application of 110Mg/ha/year (fresh weight basis) of bagasse filter

cake compost for 30 years is required to raise soil organic matter from the level of 1% to 2%, both at nearly equilibrated state, in the upland field of Tainan. The rate of N release at equilibrated state maintaining 2% organic matter is 740Kg N /ha/year. The l ong-term application apparently will cause pollution to the environment.

Key words: Soil organic matter, Turnover, Modeling.

Taiwan Agricultural Research Institute, Assistant Soil Scientist, Soil Scientist and Head.
Department of Agricultural Chemistry, TARI., Wufeng, Taichung, Taiwan, ROC.

長期施用豬糞尿有機肥對地下水污染之影響及合理施用量之評估

嚴　式　清*

摘要：禽畜排泄物農田利用爲傳統農業中養分流的重要環節，同時亦爲土壤保育的有利措施。深層滲漏而污染地下水之有關因素爲有機物之使用量、土壤性質、作物條件及氣候。台糖公司自營農場施用豬糞尿有四十餘年的經驗，祇有在超量施灌及透水性特高（砂礫地或砂質土壤）之土地上以及施灌後遇大雨時可能發生污染質滲漏現象。地下水污染防治之道是質量平衡與水質監測並重。地下水質監測涉及地下水水文的瞭解，監測井構造、佈置、施工以及採樣分析等因素，準確資料必須有全程的品保品管作業。有機肥料之肥效評估需透過試驗研究分別以短期及長期觀點加以探討方能兼顧資源利用及污染防治之永續經營。台糖公司施用豬糞尿有機肥料在自營農場，以1993年爲例節省化學肥料價值約1200萬元，並未發現任何地下水質劣化現象。

關鍵詞：有機肥料，肥料當量，豬糞尿，地下水污染，環境監測

前　　言

自從1972年6月聯合國在斯德哥爾摩舉行"人類環境會議(UN Conference onHuman Environment)"提出"只有一個地球"主題後，加强了全球人類對目前面臨問題的警覺與共識，當前最嚴重的問題是人口爆炸，資源短缺和環境污染。三者之交互影響在謀求對策時必須要有宏觀的眼光和科際整合的技術訴求。施肥問題正是其中具體而微的重要環節。因應人類糧食需求施用肥料追求農業增產是必要的手段。然而在環境保護上肥料是農業的非點源污染已繼工業廢污之後受到更多的關注，開發中國家糧食增產則受到能源與肥料工業的限制，或缺乏適當的施肥依據而導致浪費或環境污染。有機肥料是傳統農業中不可或缺的養分來源，更是現代健康食品的基本要求。動物排泄物用作有機肥料具有節省能源、提供養分、改善農產品品質及保育土壤等多重效益，卻因工業化社會高工資影響而日趨減少，以台灣省爲例，農田自給肥料（包括綠肥、堆肥、人糞尿、畜禽糞尿、草木灰、稻草稻殼等）自民國76年平均每公頃 5 公噸降至82年之每公頃 4.17 公噸(1)，距離永續農業所需相差頗大。然而台灣農業受到貿易自由化與國際化影響，一般農作物對有機肥料的投入難望提高。相反的，栽培高經濟作物的果農、花農和菜農卻對有機肥料情有獨鍾，且有過猶不及的偏頗現象，形成對環境相當的衝擊，其中最值得重視的是氮素對地下水質的影響(2)(3)。

據統計(1)台灣地區1993年生產肉豬13,225,000頭，每天約有28,000公噸之豬糞尿，其排泄物一年中所含三要素含量估計約爲氮(N) 52,000公噸、磷(P_2O_5) 28,000公噸、鉀(K_2O) 19,500公噸，如不能全部回歸農田，將對環境造成莫大衝擊。

* 台灣糖業公司生產技術處污染處理工程師

硝態氮(NO_3-N)通過土壤進入地下水系統影響飲用水水質之發現已有半世紀的歷史[4]。飲用水中硝酸根導致嬰兒藍嬰症(blue baby syndrome，學名 methemoglobinemia)之濃度在人類尤低於家畜(45 mg/l vs. 200 mg/l)[5]，硝酸根與胺(amine) 或醯胺(amide)結合而成亞硝胺(nitrosamine)及亞硝醯胺(nitrosamide)類化合物，其中 80 % 經證明有致癌性[6]。地下水之氮素污染源主要來自放牧動物排泄物或氮素肥料的使用管理不當。

有鑑於甘蔗農業長期單作經營可能帶給土壤之不利影響，如所謂的"土壤疲乏(soil fatique)"，台糖公司早在1953年即開始在自營農場推行養豬計劃，把豬糞尿就近施用於蔗田，以補充植物養分及土壤有機質。目前(1994)全年生產肉豬約 650,000頭，所產生之豬糞尿經二級處理後直接或間接製成有機肥料後施用於約50,000公頃之自營農場蔗田。經過四十餘年長期施用豬糞尿有機肥，是否會對環境造成不利影響是一個值得探討的問題。其中涉及用量、用時、施用方法及田間管理等諸多因素，合理施用量所需的有關參數係由多年盆栽或田間試驗來求得，並於各農場建立監測系統來確實掌握土壤和地下水質的可能變化，下面就豬糞尿在土壤中的變化和地下水質監測與污染防治兩方面來討論。

豬糞尿在土壤中的歸趨與肥效

豬糞尿是一種高濃度易分解的有機廢棄物(表一)，在土壤中的變化相當複雜，尤其是氮的部份(圖一)，其肥效速率則僅次於化學肥料，在表面施用時，其氮之損失因田間狀況不同而有7-62 %之差異[7]。養分效率評估中應把固形物部份與尿液部份分開來看，筆者之盆栽及田間試驗結果顯示豬糞尿氮素的肥料當量(相對於硫銨的fertilizer equivalent)在 40-45 %之間，因土壤質地而稍有差別[8]。固體堆肥之肥效與其C/N比有相當關係，Kirchmann用15 N標示之雞糞堆肥試驗結果顯示[9]，堆肥之C/N比10，13，18之三處理，第一年之氮回收率分別爲7%，6%及3%，對照之硫銨爲 53 %；第二年分別爲5%，6%及7%，硫銨爲2%；第三年分別爲2%，2%及1%，硫銨爲1%，綜合三年結果，其氮肥當量爲硫銨之25%[9]。C/N比低者，肥效速，有利於當年作物利用，反之，C/N比高者，第二年之殘效較多。王傳釗等之調查顯示，長期施用豬糞尿對土壤有累積性影響，無論植物養分或有機質均有增加趨勢，同時土壤鹽分及pH亦有提高跡象[10]。由長期施用觀點看，單位面積用量應由總量管制來計算，包括土壤中累積增加之有機質儲存量所衍生之氮素礦化率與礦化量。總量管制不但可據以計算肥效來節省化學肥料的使用，同時可以減少環境污染的發生。

豬糞尿中的植物養分以氮之變化運移較爲複雜，磷雖爲水污染之重要元素，除非逕流沖蝕表土污染地表水，在土壤中則相當安定，污染地下水的機會不多。氮則不然，硝酸根之活動度大，其滲漏損失因施肥量、放牧密度、土壤質地、作物種類、田間操作及降雨因素等不同而有明顯差異，由Owens彙集之資料顯示，地下水中之硝態氮濃度可由較低之2.9mg/l至最高之195mg/l，變化幅度高達數十倍[11]。

以糞尿液灌溉言，單位面積養分負荷率及養分之均勻分佈爲兩個重要因素，研究指出[8]，糞尿液中之銨態氮，在適當田間條件配合下，最多可替代 75 %左右之化學氮肥，如以50 %替代率來計算，年產一萬頭之養豬場，其畜殖排泄物約需 200公頃之蔗園來消納。如果承受之土地面積不足即易發生超量負荷而導致作物品質降低(延遲成熟，糖分減少)及環境污染。以1993年爲例，台糖公司利用豬糞尿施灌，爲自營農場節省化學肥料價值分別爲氮 450萬元，磷 240萬元及鉀 480萬

元新台幣，合計約1200萬元，亦因此減少了植物養分進入地下水的機會。

其次是養分分佈的均勻問題，固體有機肥料以機械撒播均勻度大致良好。糞尿液灌溉則決定於水分分佈的灌溉效率。灌溉效率受土壤入滲率、畦溝坡度、長度、溝底平順度、灌水總量、水流大小、延時及灌溉管理等諸多因素的影響。一般蔗田的灌溉效率甚少超過 50 %(包括輸送效率)，但有降雨及地下水供應的均勻性可加彌補。兼具施肥目的之糞尿液灌溉則不同，如其效率偏低，不但影響養分供應的均一性，且易導致深層滲漏而污染地下水，爲有機肥料利用上不可疏忽之事。

表一、豬糞尿二級處理 (兼暴氣) 前後之性質

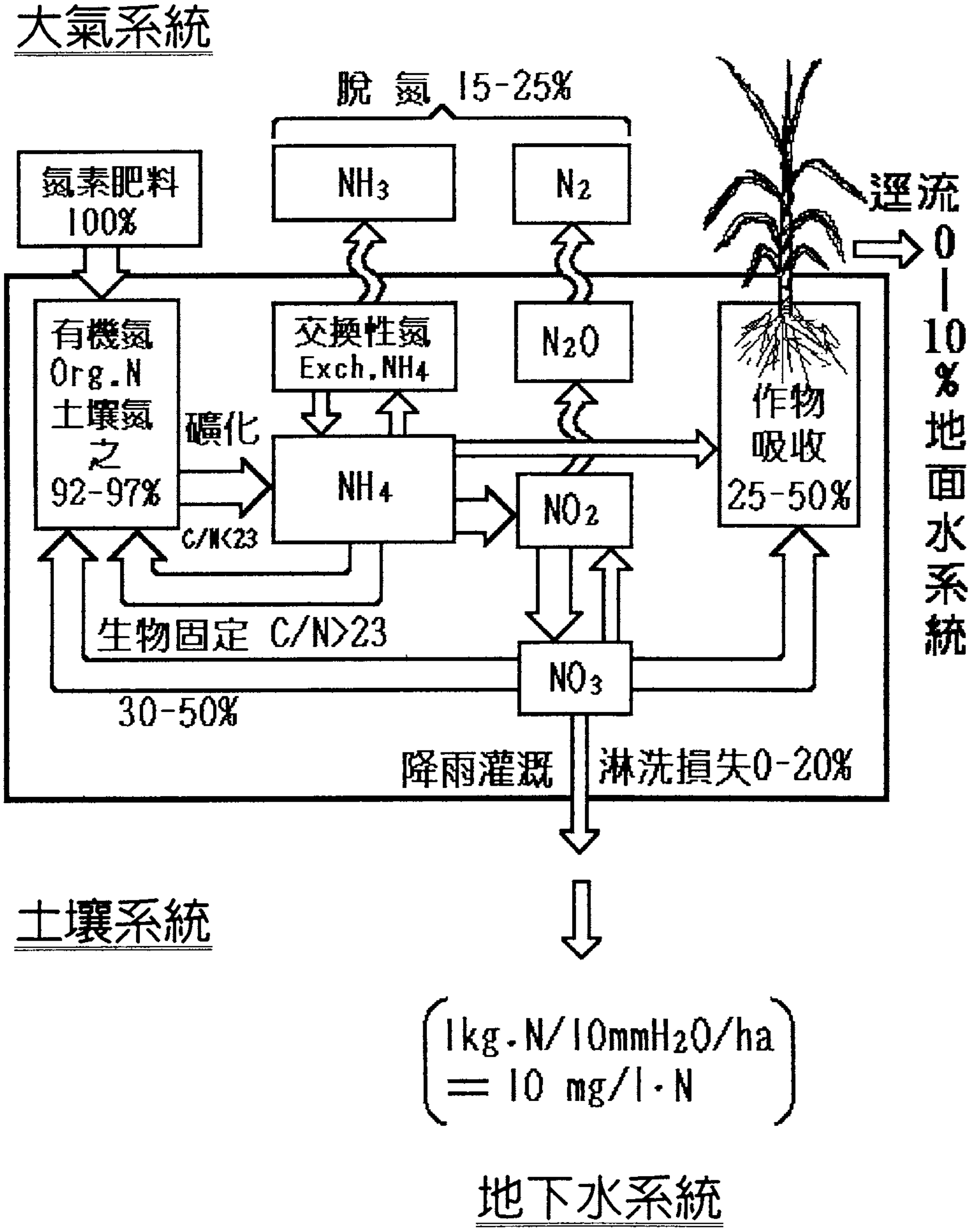
Table 1. Characteristics of swine wastes before and after secondary (facultative and aeration) treatment*

	進流液 Influent			出流液 Effluent			減低率 Rate of reduction %
	Max.	Min.	Ave.	Max.	Min.	Ave.	
pH	8.2	6.3	7.25	7.8	6.8	7.27	
SS(mg／l)	3,283	210	1,857	368	26	165	91
BOD_5 (mg／l)	3,715	909	2,197	339	49	155	93
COD(mg／l)	7,788	1,234	4,319	763	162	365	92
EC(μS／cm)	5,040	1,598	3,037	2,850	438	1,502	51
T-N(mg／l)	678	61	261	228	19	92	65
T-P(mg／l)	223	26	75	59	5	27	64

地下水污染與水質監測

硝酸根進入地下水因藍嬰症之發現而引起各界之重視，但到目前爲止，環保單位並未訂出地下水質管制的標準，世界衛生組織所訂飲用水質標準硝態氮(NO_3 -N)10 mg/l爲上限，另外尙有放流水質標準、灌溉水質標準，如借用來管制地下水，或失之過嚴，或失之過寬，實有待商榷。

預測地下水硝態氮濃度並不容易，70年代Fried等以長期施肥的觀念來探索硝酸根的淋洗問題[12]，結論認爲肥料效率是決定性因素，祇要施肥量有增產反應，氮素進入地下水的機會就不多。在此同時，Tanji等用程式模擬來預測硝態氮之淋洗損失[13]。嗣後電腦模擬研究地下水污染進入百家爭鳴時代。關於硝態氮淋洗損失，Barry等以大面積長時間氮收支(nitrogen budget)方法之研究或可作爲代表[14]，地下水硝酸根之濃度用氮收支之餘量及地下水補注量來估算，再與實測排水含氮量作比較。有關氮之各種變化常數大致可由文獻及實測獲得，降雨之補注率則較難準確估算，尤其像台灣地區的降雨型態可能更難。不過大面積長時間的研究 (一次或多次輪作循環) 較具實用意義。可以避免局部的變異性，如漏斗流(funnelling)所產生的特殊現象。



圖一、土壤與環境中之氮循環

Figure 1. The nitrogen cycle in soil and environment

表二、台糖公司自營農場地下水水質監測記錄統計表 (1993.1-12)
Table 2. Characteristics of swine wastes before and after secondary (facultative and aeration) treatment*

監測地區 Monitoring area	觀測井位 Well location	取樣日期 Date of Sampling	檢驗項目 Item monitored													備註 Remarks
			PH	BOD(mg/l)			NH_3 N(mg/l)			NH_4 N(mg/l)			EC(μS/cm)			
				Max	Min	Ave	Max	Min	Ave	Max	Min	Ave	Max	Min	Ave	
43農場 Plantations 17420 ha	上游 up stresm	每月一次 monthly	7.38	19.1	MD	1.03	24.5	MD	0.92	5.84	MD	0.75	34,200	129	791*	1.NO_3 -N：N.D.<0.063 2.NH_4 -N：N.D.<0.045
	下游 down stream		7.40	49.0	MD	1.14	39.2	MD	1.55	10.2	MD	0.61	25,200	130	874*	

* 東石農場(海浦地)導電度資料僅採用最高值但未列入統計。
EC data of Tung-shin farm are excluded in mean value due to its special olcality (reclaimed tidal land)

無論如何，自然界的土壤與水文變化頗大，許多預測模式僅能達到概念性的啓示。最可靠的預防手段還是要靠建立地下水監測系統。爲求達到地下水質監測目的，監測井之設置應考慮下列數項因素：包括(1)井位，(2)井體結構，(3)井深，(4)設井施工，(5)取水深度，(6)取樣頻度，以及(7)分析項目，茲分述如下：

(1)井位：

對於全面性的地下水質監測，可用網格式佈置，如以若干平方公里設置一個或一組監測井。對於特定污染源的監測，先瞭解該地區之地下水文之流向，梯度及含水層深度，在監測範圍之上游設置一個(或一組)對照井(背景)，下游設置三個(或三組)監測井，在選擇施工井位時應避免過於接近水塘或排水幹線。並考慮井體安全之維護及取樣之方便。

(2)井體結構：

對於農地地下水水質監測，爲避免降雨、灌溉、排水之直接干擾，地面以下10公尺左右之井管應不設濾水孔，並於管外加封粘土層以防止壁流，10公尺以下之濾水管深度至少應及於最近之不透水層及旱季之最低水位以下。井管直徑以便於取樣及量測靜水位爲原則，一般用3至6吋之塑膠管，如水位較深需用潛水式抽水機取樣，管徑必須大於取樣工具。如地下水位過深且慮及井體成本，可改用採樣筒以縮小井徑。

(3)井深：

井深是決定監測井成本的主要因素，對於特定污染源之監測，井深應依含水層之深度分別取樣，故一組井數應有二個以上深度。對於一般農地施肥或廢棄物土壤處理，單一監測井深度至最高含水層即可。在台灣西部平原，30公尺足以應付，但靠近內陸的丘陵地，井深至少60公尺以上，否則難以取到水樣。爲求延長監測井利用年限，井底另需增加10公尺左右之沉砂井管。

(4)設井施工：

監測井施工以旱季爲宜，井管施放、洗井等步驟必須確實，如有彎曲不但影響取樣，亦

縮短井齡，施工所得之地層資料(log)應妥爲保管，以備地下水質研判時參考。

(5)取水深度：

地下水取樣，在水位較高地區 (6公尺以內)，移動式小抽水機即可，如水位過深，必須用潛水式抽水機或採樣管，抽水式取樣可在測量靜水位後先抽除井內原有水體後再抽取新滲入之地下水爲樣本。如用採樣管，則不易採取新滲入水樣，但在避免擾動的情形下，可選擇採取不同深度的水樣。

(6)取樣頻度：

一般水質分析項目爲便於分析統計每月採樣一次，重金屬等項目每六個月或一年或分旱雨季分別採樣分析一次。

(7)分析項目：

由於至今並無地下水水質管制標準，可依不同目的選擇不同標準分析項目及管制濃度，如用作灌溉以灌溉水質項目，用作飲用水以飲用水水質項目作分析，以有機肥料施用地區而言，可在一般性項目如pH、EC之外另再分析BOD、NO_3-N及若干重金屬如Cu、Cr、Cd、Zn、As等。

對於特定污染源地下水質監測，除必須以不同深度之組井採取不同含水層外，更應分析與污染源有關之污染質，如TOC、苯類、酚類、氯化有機物、病原菌等。

在地下水採樣分析過程中必須遵循品保品管(QA/QC)作業規範，以確保結果之可靠性。

防治施肥可能導致的地下水污染可從肥料管理與田間管理兩方面著手。肥料管理包括適當施肥量的推荐，堆肥材料及成品之防雨儲存，以免施肥過量及儲運過程中危及環境的淋洗洩漏。田間管理包括與作物生長期的配合，不可利用休閒地來處理含氮廢棄物，注意天氣預報，避免施肥後之暴雨淋洗，以耕犁操作促進肥料與土壤的結合，以及切斷連續性的淋洗管道(大型土壤孔隙及蟲孔)等。

台糖自營農場利用有機肥料及地下水質監測案例

台糖公司目前有28個養豬場，畜殖廢棄物及相關衍生的有機肥料利用公司149個農場中輸運施用比較方便的部份蔗園來消納，以1993年爲例，共有43個農場17,420公頃蔗田接受豬糞尿及相關之有機肥料，每一農場至少設置4口地下水監測井，每月取樣一次，分析pH、EC、BOD、NH_4-N、NO_3-N及半年一次重金屬類之Cu、Mn、Cd、Zn、Cr及As等。表二所示爲199 3年全年的統計分析，因地下水中極少發現重金屬，故重金屬部份並未列出。表二顯示，除特殊因素影響水質測值有偏高現象外，整體而言，農場地下水質並未因有機肥料之使用 (包括化學肥料之硫銨及尿素) 有明顯之變化，至於少數偏高測值可以個別案例加以檢討，假設以平均值之 5 倍爲上限 (參考NO_3-N) 警戒值，BOD爲 6 mg/l，NO_3-N爲 8 mg/l，NH_4-N爲4mg/l，在一年2,000餘個水樣中，BOD、NO_3-N、NH_4-N三項超過上述警戒值約有10次(表三)，佔全部樣品約 0.5 %，且均非連續出現，表示屬於單一施灌作業所出現之狀況，再以出現之農場別來探討，BOD超限之10次中，十分之六爲粘土地，十分之四爲砂土及砂礫地，其中粘土地農場新營區主要受酒精醪施放之影響，因其BOD超過100,000 mg/l，雖其噴洒量每公頃不到 100 M^3，如降雨期離施放期過近，仍未達到完全的自然降解，對細質地土壤言可能引起局部的缺氧現象。至於NO_3-N及NH_4-N，除其中一次

係上游民井水中含NO_3-N甚高(29.5 mg/ l)原因不明外，其餘台糖自營農場監測井水含氮較高者70%以上爲砂土或砂礫地，顯與土壤滲透率高以及施用後遇降雨水分補注較多有關。

結　論

1. 有機肥料之使用，其肥料當量可因作物、土壤、肥料種類與施用方法等不同而不同，必須經由試驗研究來探求。以對環境污染最有影響之氮素而論，其對於硫銨之當量值約在25-45% 之間。基於污染防治考量，施氮總量不可超過作物所需。
2. 應避免利用休閒地及暴雨季節使用肥料或處理有機廢棄物，對於透水性高之砂土地或砂礫地尤應注意施肥量及施肥方法，以減少污染質之深層滲漏污染地下水，堆肥或有機肥料必須有較大的儲存設備，以應季節性需要並避免淋洗逕流對環境之衝擊。
3. 地下水監測井設置應妥善規劃設計，以提高監測數值之準確性，一般性監測必須有長時間的記錄，特殊污染源之監測則需不同深度之組井，由不同含水層取樣方能達到監測的目的。

表三　地下水生化需氧量、硝態氮及銨態氮含量偏高(大於平均值5倍)之個案
Table 3. BOD, NO_3-N and NH_4-N content of ground water in abnormal cases (concentration higher than 5 folds of mean value)

地　點 Locality	生化需氧量 BOD >6mg／1	出現次數 Case of occurrence	地　點 Locality	硝態氮 NO_3-N >8mg/1	出現次數 Case of occurrence	地　點 Locality	硝態氮 NH_4-N >4mg/1	出現次數 Case of occurrence
新　營 Hsinying	7. 6~19. 2[1]	6	月　眉 Yuchmei	29. 0	1	溪　湖 Chihu	4. 13	1
仁　德 Jente	8. 0, 49. 0	2	斗　六 Touliu	9. 50, 11. 0	2	北　港 Peikang	9. 60	1
南　州 Nanchow	6. 38, 8. 20	2	北　港 Peikang	10. 1	1	蒜　頭 Suantow	5. 0, 6. 0	2
			南　靖 Nantsing	29. 5[2]	1	新　營 Hsinying	5. 84	1
			高　雄 Kaohsiung	34. 2[3]	1	仁　德 Jente	10. 2	1
			屏　東 Pingtung	10. 5, 39. 1	2	屏　東 Pingtung	6. 3	1
			南　州 Nanchow	24. 9	1	南　州 Nanchow	4. 0, 5. 8	2

(1) 副產酒精醪　Alcohol slops
(2) 上游民井　Up stream farmer's well
(3) 糖廠廢水　Sugar mill wastewaters

參考文獻

(1) 台灣農業年報1987、1993，台灣省政府農林廳。

(2) 王銀波、譚鎮中、黃紋賓，1994 肥料施用與土壤水中銨與硝酸根之分佈 I 、蔬菜園與水稻田之比較、土壤與肥料污染研討會論文集 pp.131-143。

(3) 劉玉雪、徐玉標 1994 台灣省嚴重污染灌區之土壤、作物與地下水之惡化調查(高雄二仁溪灌區)，83年農業工程研討會論文集 pp.217-229。

(4) Campell J.B.,A.N. Davis and P.J.Myhr. 1954. Methemoglobinemia of livestocks caused by high nitrate content of well water. Can.J. Camp. Med. 18:93-101

(5) Lal R. and B. A. Stewart. 1994. Soil Processes and Water Quality. Lewis Publishers. Ann Arber, Mi. USA. p.5

(6) OECD (Organization for Economic Co-operation and Development).1986. Water Pollution by Fertilizers and Pesticides. OECD Publications. Paris.

(7) Kirchmann H. 1994. Animal and municipal organic wastes and water quality. In Soil Processes and Water Quality. p.188.

(8) 嚴式清 1986 豬糞尿農地消納之研究 中國農業工程學報 32:3:34-44。

(9) kirchmann H. 1989. A 3-year N balance study with aerobic, anaerobic and fresh 15N-labelled poultry manure. In J. A. Hansen and K. Henriksen (eds) Nitrogen in Organic Wastes Applied to Soils. Academic Press. London, England. pp.113-125.

(10) Wang C. C. and I. J. Fang. 1978. The effect of the long-term application of hog wastes on the properties of TSC's sugarcane fields. Taiwan Sugar. Vol. 25, pp.196-206.

(11) Owens L. B. 1994. Impact of soil N management on the quality surface and subsurface water. In Soil Processes and Water Quality. pp.146-151.

(12) Fried M., K. K. Tanji, and R. M. Van De Pol. 1976. Simplified long-term concept for evaluating leaching of nitrogen from agricultural land. J. Environ. Qual. 5:197-200.

(13) Tanji K. K., M. Fried, and R. M. Van De Pol. 1977. A steadystate conceptual nitrogen model for estimating nitrogen emissions from cropped land. J. Environ. Qual. 6:155-159.

(14) Barry D. A. J. , D. Goorahoo, and M. J. Goss. 1993. Estimation of nitrate concentrations in groundwater using a whole farm nitrogen budget. J. Environ. Qual. 22:767-775.

EVALUATION OF PROPER RATE OF LONG-TERM APPLICATION OF HOG MANURE AND ITS IMPACT ON GROUND WATER QUALITY

S. C. Yen

Abstract

Utilization of animal wastes in farming land is an important section of nutrient flow in traditional agriculture. It is also a good management pratice for soil conservation. Ground water pollution by deep percolation of pollutants is closely related to the loading rate of manure, soil characteristics, crop and field management, and climatic conditions.

Taiwan Sugar Corporation （TSC） has more than 40 years of experience in land application of hog manure. Deep percolation of nitrate might occur only on very coarse-textured soils with over loading of organic fertilizer followed by heavy rain.

Effective control of ground water pollution mainly depends on mass balance of manuring practice and monitoring of the environment. Monitoring of ground water quality involves hydrology, well intallation, water sampling and chemical analyses. A QA/QC program is required in order to obtain good results.

Fertilizer equivalent of hog manure was evaluated by a series of lysimeter and field experiments for the purposes of resource recovery and pollution abatement in a sustainable sugarcane agriculture. Hog manure application for chemical fertilizer subst itution saved about 12 million NT$ in 1993 in TSC's sugarcane plantations without any adverse effect on ground water quality.

key words ： organic fertilizer, fertilizer equivalent, swine wastes, ground water pollution, environmental monitoring.

長期施用豬糞堆肥對土壤中重金屬之累積及合理施用量之評估

陳 尊 賢*

摘要：台灣地區每年約可生產1,000 萬噸以上之禽畜糞量，如能善加利用這些物質所作成之堆肥，則可確實增加土壤中之有機物含量及增加土壤之肥力。這些禽畜糞堆肥經重金屬之分析後顯示，少部份樣品之銅、鋅、鉻、與鎳等元素之含量超過現行肥料規格中重金屬含量之上限。依農業土壤中重金屬含量之背景值及研擬之污染管制值，即可估算土壤對重金屬之最大可承載量，約為鎘3 kg/ha，鉻370kg/ha，銅 300 kg/ha，鎳 180 kg/ha，鉛 140 kg/ha ，及鋅 250 kg/ha。如依現行肥料中重金屬之濃度之上限值為基準，台灣地區豬糞堆肥之最大可施用量約為500 噸/公頃， 而合理之施用量約為250 噸/公頃，可確實增加土壤中之有機物含量及增加土壤之肥力，確保土壤之品質而不致受到重金屬之污染。如依美國環保署19 93 年公告之規定，除了土壤pH 值5.5 以下，很少報告指出高量污泥施用於土壤後，銅、鎳、及鋅會對作物造成生長上之毒害或障礙，則堆肥之施用量應可更高。

關鍵詞：豬糞堆肥，有機物，銅，鋅，鉻，鎳，最大承載量，重金屬，土地施用。

前 言

由於政策的支持及台灣省畜產試驗所之研究與推廣，使得台灣之畜產業在過去幾年蓬勃發展,而每日產生之禽畜排糞量亦在 27,000 餘公噸，估計全年可達1,000 萬公噸以上。施用這些豬糞、雞糞、牛糞所作成之堆肥於台灣農田上，確實可增加各種農作物及園藝作物之產量及品質(1-3)，在台灣地區進行之田間試驗亦很多，結果顯示可確實增加土壤中之有機物含量及土壤品質。因此，如能做好禽畜糞堆肥之生產與管理，則就能確保禽畜糞堆肥之品質。因此，我們要呼籲，禽畜堆肥之品質及出路，會直接影響畜牧業之發展，亦間接影響飼料業之發展，值得大家去注意。

許多學術單位及相關農業試驗單位，亦分析過豬糞堆肥之品質，其中大家較注意的是重金屬含量偏高之問題，其中以銅、鋅、鉻、鎳、含量較高(2-8)。另外，許多有機肥料之材料中，亦有來自各種污泥，因此，其中亦可能含有重金屬物質，且其含量亦高(7)。

本文之目的為：(1)瞭解豬糞堆肥中重金屬之含量及其分佈，(2)農田土壤中重金屬含量範圍，(3)可能產生土壤污染之臨界管制濃度之建立，(4)評估長期施用豬糞堆肥後，造成重金屬累積之影響，以及(5)評估合理之堆肥施用量，且能確保土壤之品質而能永續被利用。

* 國立臺灣大學農業化學系教授

堆肥中之重金屬含量

臺灣地區各種有機物堆肥中重金屬含量於民國80年起開始被採樣分析，主要由臺大農化系、省畜產試驗所、省農試所農化系及省藥試所殘毒管制系進行之研究，經彙整後示於表一中。根據楊盛行等人(6)及Yang(8)之報告，豬糞堆肥中之重金屬全量分析結果中，主要之高含量成份爲銅1240～1970 mg/kg（平均1460 mg/kg），鋅2150～5220 mg/kg（平均3670 mg/kg），鉻 56.3～71.3 mg/kg（平均65.7 mg/kg）與鎳63.8～86.5 mg/kg（平均 80.0mg/kg）。其他重金屬之平均含量則較低，分別爲鉛65.6 mg/kg與鎘3.92 mg/kg。根據連深與李豔琪(5)收集市售71種豬糞及雞糞堆肥之重金屬含量結果（表一）指出：(1) 豬糞堆肥中重金屬含量偏高的成份分別爲銅 6 ～ 301 mg/kg（平均 101 mg/kg），鋅 35～623 mg/kg（平均232 mg/kg），鉻 3～8486 mg/kg（平均898 mg/kg）與鎳 3.5～176 mg/kg（平均32 mg/kg）。(2)雞糞堆肥中重金屬偏高的成份分別爲銅 9～394 mg/kg（平均99 mg/kg）與鋅 56～1147 mg/kg（平均286 mg/kg）。(3) 在收集之71種樣品中，有33～42％的市售堆肥，其中所含之銅、鉻、鎳超過現行肥料規格中重金屬含量之上限（即銅 100 mg/kg，鉻 150 mg/kg與鎳25 mg/kg），依規定應不能施用於田間。另有5-9 ％之市售堆肥中，其鋅含量超過肥料規格中重金屬上限 500 mg/kg。這些高含量之銅、鋅、鉻、鎳之來源主要爲飼料中銅、鋅之添加以及在堆肥製作過程中皮革粉之添加（添加鉻酸、鎳酸來搓揉皮革，其鉻、鎳含量分別佔皮革粉中之5.4％與0.03％）之故。根據陳尊賢等人調查某單位自製豬糞堆肥中重金屬含量（表一）指出：以0.1 M HCl 抽出之重金屬中，仍以銅、鋅含量較高，濃度分別爲銅 20～42 mg/kg，鋅 144～400 mg/kg，但均未超過現行肥料規格重金屬濃度之上限，而其他種類重金屬含量均甚低（＜10mg/kg）。根據林浩潭等人(7)收集全省各地37種有機質肥料進行調查之結果（表一）指出：重金屬含量較高的元素仍爲銅 1.8～254 mg/kg （平均 51.9mg/kg），鋅13.1～1480 mg/kg（平均210 mg/kg），鉻 ND～9010 mg/kg（平均695 mg/kg），與鎳 ND ～48.9 mg/kg（平均11.2 mg/kg），其中超過現行肥料規格中重金屬含量濃度上限之樣品百分比爲 3～29％，其中以鉻含量偏高。

依連深與李豔琪(5)之報告指出，在全部71個豬糞及雞糞堆肥樣品中，銅、鋅濃度與其樣品數累積頻率之分佈圖中（圖一），確實可以看出這些禽畜堆肥中確實有明顯偏高之銅、鋅含量。而現行肥料規格中有關雜項有機質肥料之鉻、鎳含量上限爲：每含1.0鹼度計，鉻不得超過0.1％，鎳不得超過0.01％。但由於雜項有機質肥料或豬糞堆肥之鹼度均相當高，故其鉻、鎳含量亦必然提高。假設鹼度爲10％之有機肥料，其鉻、鎳含量之上限可達1％（10,000 mg/kg）及0.1％（1,000 mg/kg），如依此標準，則市售之堆肥中鉻的濃度雖已達8486 mg/kg，或鎳之濃度已達 176 mg/kg，但仍未高過上限規定。在日本之「肥料取締法」中亦已公認蒸製皮革粉爲有機質肥料，也未規定鎘含量。但依中華民國肥料規格或國家標準，只規定垃圾堆肥中之鉻、鎳含量不得超過150 mg/kg與25 mg/kg，但若依此規定，顯然部份市售堆肥中鉻、鎳含量仍太偏高。綜上所述，目前臺灣地區市售禽畜堆肥中之重金屬含量偏高之元素爲銅、鋅、鉻、鎳等四元素，常超過目前肥料規格中重金屬濃度之上限，值得大家重視。

農業土壤中重金屬之含量範圍

依據陳尊賢等人(9)對臺灣地區農田土壤中重金屬調查資料（樣品數爲1550 個）之整理，研究

結果指出0.1 M HCl 可萃取之重金屬含量自然範圍爲Cd ND～0.43 mg/kg，Cr ND～11.5 mg/kg，Cu ND～25.6 mg/kg，Ni ND～12.0 mg/kg，Pb ND～18.0 mg/kg，與Zn ND～25.0 mg/kg（表2）。根據陳尊賢等人[10]及Chen and Lee[11]對臺灣地區自然農田土壤21個代表性土系之「重金屬全量分析資料」(樣品數爲100 個）之整理，研究指出農田土壤重金屬全量之背景值爲As 1.80～18.9 mg/kg，Cd 1.02～3.40 mg/kg，Cr 22.9～98.9 mg/kg，Cu 7.15～35.1 mg/kg ，Hg 0.04 ～ 1.62 mg/kg，Ni 18.6～66.7 mg/kg，Pb 7.50～138 mg/kg，與 Zn 30.1～392 mg/kg (表2) 。如依「總量管制」來考慮維護土壤之品質，在不同種類農田土壤之重金屬全量之可能上限應爲 As 19 mg/kg，Cd 3.5 mg/kg，Cr 100 mg/kg，Cu 40 mg/kg，Hg 0.50 mg/kg，Ni 70 mg/kg，Pb 150 mg/kg與Zn 300 mg/kg (表 2)。

表一、台灣地區市售有機堆肥中重金屬含量

Table 1. The heavy metal contents of organic manure composts saled in Taiwan.

Kinds of Compost	No.	Cu	Zn	Cr	Ni	Pb	Cd	As	Hg	References
		mg/kg								
Hog	A	1460	3670	65.7	80.0	65.6	3.92	--	--	1
Hog	B	6-301	35-623	3-8486	3.5-176	0.5-60	ND-7.0	1.5-113	--	2
		(101)	(232)	(898)	(32)	(17)	(1.9)	(18)	--	
		(42%)	(5%)	(33%)	(33%)					
Hog	C	20-42	144-400	2.6-5.6	4.8-11.2	5-11	0.3-0.6	--	--	3
Chicken	D	9-394	56-1147	1-282	1.1-30	ND-183	ND-6.2	ND-27.3	--	2
		(99)	(286)	(23)	(12)	(14)	(14)	(9.6)	--	
		(33%)	(9%)	(1%)	(0%)					
Organic	E	51.9	210	695	11.2	21.8	2.52	19.6	0.04	4
Fertilizer		(5%)	(8%)	(29%)	(3%)	(5%)	--	--	--	

A： 重金屬分析爲先行高溫灰化，再以0.1M HCl 溶解測定，以平均值表示。

B&D： 重金屬全量分析。樣品總數爲豬糞堆肥36個，雞糞堆肥35個。括號爲平均濃度。括號內之百分比爲樣品濃度超過Cu 100 mg/kg，Zn 500mg/kg，Cr 150 mg/kg，及 Ni 25 mg/kg 之樣品數百分比。

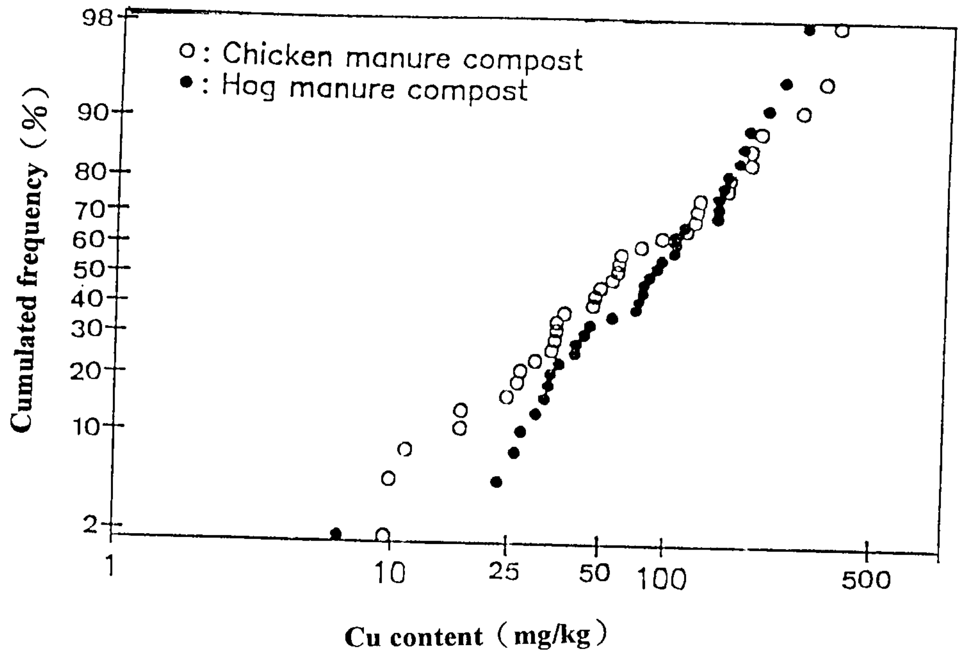
C： 重金屬分析爲0.1 M HCl萃取濃度。

E： 重金屬分析爲全量分析。樣品總數爲37個，以平均值表示。括號內之百分比爲樣品濃度超過肥料上限規定值之樣品數百分比

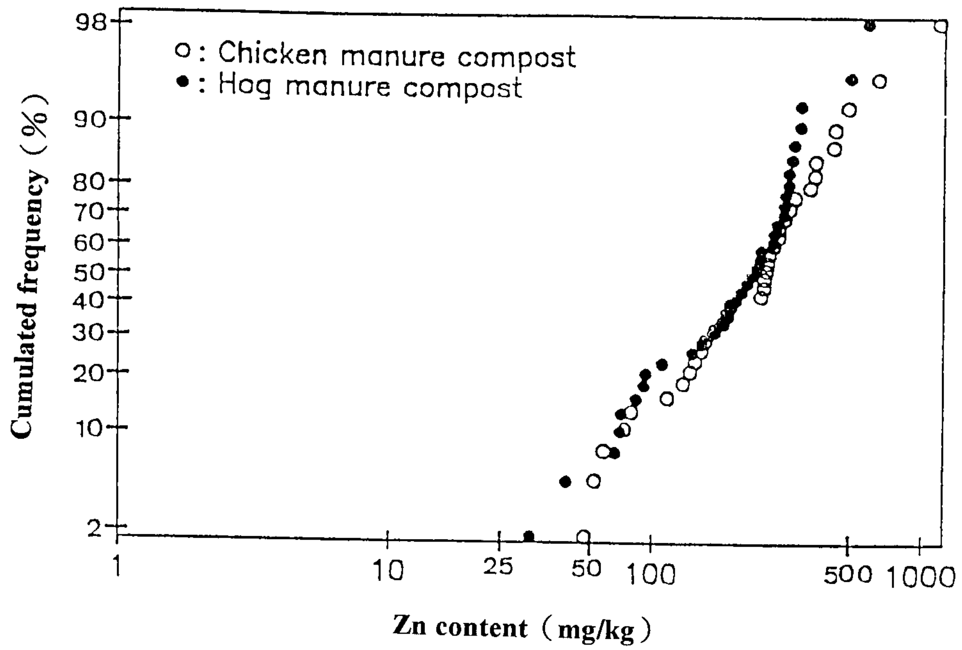
--：無資料。

參考文獻：1.楊盛行等人（1993)
2.連深與李豔琪（1994)
3.陳尊賢等人(1991)
4.林浩潭等人(1993)

(a)



(b)



圖一、豬糞堆肥與雞糞堆肥中銅(a)、鋅(b)含量之樣品數累積頻率分佈

Figure 1. The distribution of accumulated frequency of samples in different concentration of copper (a) and zinc (b) in the hog and chicken manure composts.
(連深、李豔琪，1994)

表二、台灣地區自然未受污染農田土壤之重金屬含量範圍

Table 2. The heavy metal contents of natural and unpolluted agricultural soils in Taiwan.

Elements	0.1M HCl extracted[a]	Total content[b]	Proposed highest total content
	---- mg/kg ----		
As	----	1.80-18.9 (8.88)[c]	19
Cd	ND-0.43	1.02-3.41 (1.87)	3.5
Cr	ND-11.5	22.9-98.9 (1.87)	100
Cu	ND-25.6	7.15-35.1 (21.6)	40
Hg	----	0.04-0.46 (0.23)	0.50
Ni	ND-12.0	18.6-66.7 (42.4)	70
Pb	ND-18.0	7.50-138 (39.5)	150
Zn	ND-25.0	30.1-302 (190)	300

a：Range (陳尊賢等人, 1992; n=1550)

b：Range (陳尊賢等人, 1993; Chen and Lee, 1995; n=100)

c：Arithmetic mean (n=100)

農田土壤中重金屬含量污染管制值之訂定

在訂定「農田土壤中重金屬含量污染管制值」最必需考慮的因素爲(1) 對土壤可能造成污染之濃度；(2) 對作物引起毒害或明顯減產（減產20%以上）之濃度；及(3) 經由食物鏈會影響人類健康之濃度。

依據李達源與陳尊賢[12]整理臺灣地區民國76-81年農田土壤中重金屬含量調查資料（表土，0-15 cm, n=6729；裏土，15-30 cm, n=6645），除As、Hg爲全量外，其他元素均爲0.1 M HCl 抽出量。研究結果指出，土壤樣品累積頻率達90%以上之濃度爲 As 15 mg/kg（表土），21 mg/kg（裏土）；Cd 0.67 mg/kg（表土），0.41 mg/kg（裏土）；Cr 2.7 mg/kg（表土），2.0 mg/kg（裏土）；Cu 39 mg/kg（表土），1.83 mg/kg（裏土）；Hg 0.65 mg/kg（表土），0.62 mg/kg（裏土）；Ni 11.3 mg/kg（表土），7.3 mg/kg（裏土）；Pb 22.2 mg/kg（表土），22.3 mg/kg（裏土）；與 Zn 37.3 mg/kg（表土），27.1 mg/kg（裏土）。

根據多位學者[13-16]提出土壤中重金屬之污染管制值（全量）爲As 20-50 mg/kg，Cd 3-8 mg/kg，Cr 50-600 mg/kg，Cu 46-280 mg/kg，Hg 1-5 mg/kg，Ni 30-100 mg/kg，Pb 100-800 mg/kg，與 Zn 150-400 mg/kg。依此污染管制含量及考量臺灣地區重金屬全量背景濃度範圍（表2），則台灣土壤中重金屬之「污染管制值」可推估如表3所示。特說明如下：

(1) As 20 mg/kg：台灣地區一般農田土壤中 As 含量上限約爲18.9 mg/kg，而嘉南平原之砂頁岩沖積土中As全量最高，亦在16-18 mg/kg間，因此訂在20 mg/kg應無問題，且國外之污染臨界值亦在20-50 mg/kg，故建議爲20 mg/kg。

（2） Cd 4.0 mg/kg：台灣地區一般農田土壤中Cd 含量上限約爲3.40 mg/kg，國外之臨界值約爲3-8 mg/kg，故建議值爲4.0 mg/kg。

（3） Cr 200 mg/kg：台灣地區一般農田土壤中Cr 含量上限約爲98.9 mg/kg。國外之臨界值約爲75-100 mg/kg，如訂在100 mg/kg顯然有問題，且英國訂在600 mg/kg，爲考慮實際問題，故建議值爲200 mg/kg。

（4） Cu 200 mg/kg：台灣地區一般農田土壤中Cu含量上限約爲35 mg/kg，國外之臨界值約爲60-125 mg/kg，但考慮國內受極輕微污染之農田達150 mg/kg 恐已超過1000公頃以上，且Cu 爲動植物必需元素。英國對石灰性土壤訂在280 mg/kg，依此，建議值先暫訂爲200 mg/kg。

（5） Hg 1.0 mg/kg：台灣地區一般農田土壤中Hg 含量上限約爲0.46 mg/kg，國外之臨界值約爲0.3-5 mg/kg，德國與法國之臨界值訂爲1-2 mg/kg，考慮國內土壤現況與國外之標準，建議值可訂爲1.0 mg/kg。

（6） Ni 100 mg/kg：台灣地區一般農田土壤中Ni 含量上限約爲66.7 mg/kg，國外之臨界值上限爲100 mg/kg，今考慮國內Ni 之幾何平均數已達41.2mg/kg ，考慮實際現況，建議值爲100 mg/kg。

（7） Pb 200 mg/kg：台灣地區一般農田土壤中Pb含量上限約爲138 mg/kg，其幾何平均數僅 24.0 mg/kg， 但國外之臨界值很彈性（ 100-800 mg/kg ）， 且在水田土壤中，100-200 mg/kg之Pb含量尙不致對水稻造成減產，故考慮實際背景值與對作物影響下，建議值爲200 mg/kg。

（8） Zn 300 mg/kg：台灣地區一般農田土壤中Zn含量上限約爲302 mg/kg，但幾何平均數爲 157 mg/kg，但國外之臨界值爲 150-400 mg/kg，以考慮國內現有濃度及部份受影響地區土壤之濃度，建議值爲300 mg/kg。

表三、台灣地區農田土壤中重金屬全量污染管制值之訂定

Table 3. The proposed polluted controlled content of heavy metals in agricultural soils of Taiwan.

Elements	This study	Wang et al. (1994)	Proposed by other countries[a]
	----------	mg/kg	----------
As	20	20	20-50
Cd	4.0	4.0	3-8
Cr	200	200	50-600
Cu	200	150	46-280
Hg	1.0	1.0	1-5
Ni	100	120	30-100
Pb	200	100	100-800
Zn	300	300	150-400

[a] ：Kabata-Pendias and Pendias (1986); Page et al. (1988); Jacobs (1990); Alloway (1990)

評估長期施用堆肥可能造成之重金屬累積

本文以禽畜糞堆肥中重金屬濃度以現行肥料規格上限，施用 400 噸／公頃來評估其重金屬之累積。由於目前市售禽畜堆肥中所含重金屬之含量變化很大，因此在評估長期施用後所造成之重金屬累積，以假設施用完全符合目前肥料規格上限之濃度來加以評估。假設施用含銅100 mg/kg，鋅500 mg/kg，鉻 150 mg/kg ，鎳25 mg/kg，鉛150 mg/kg與鎘5 mg/kg之禽畜堆肥每年施用 20噸／公頃，則施用 10年後停用（共施用堆肥 200 噸／公頃）之重金屬累積濃度將增加銅 10 mg/kg，鋅 50 mg/kg，鉻15 mg/kg，鎳2.5 mg/kg，鉛15 mg/kg，與鎘 0.5 mg/kg （表 4）。如施用20年後停用（共施用堆肥400 噸／公頃），則土壤中重金屬之累積濃度將增加銅20 mg/kg ，鋅 100 mg/kg，鉻 30 mg/kg，鎳5 mg/kg，鉛 30 mg/kg 與鎘 1.0 mg/kg 。今假設土壤中重金屬之最大可承載濃度（Maximum Loading Concentration, MLC）之估算爲土壤中重金屬之管制值與背景值間之差，可用下式表示：

最大可承載濃度 ＝ 管制值濃度 － 背景值濃度 -- (1)

如再考慮臺灣地區農地土壤之背景濃度，其全量之平均值分別爲砷 8.9 mg/kg，鎘 1.8 mg/kg，鉻 43 mg/kg，銅22 mg/kg，汞 0.2 mg/kg，鎳 42 mg/kg，鉛 40 mg/kg 與 鋅 190 mg/kg（表 4）(11)，則連續施用20年禽畜堆肥後，如依王銀波等人(17-21)之管制濃度標準，土壤中之重金屬之最大可承載濃度爲As 11.1 mg/kg，Cd 0.2 mg/kg，Cr 127 mg/kg，Cu 108 mg/kg，Hg 0.8 mg/kg，Ni 73 mg/kg，Pb 30 mg/kg與Zn 10 mg/kg，故評估結果爲施用400 ton/ha 堆肥後，是全部安全，對土壤中重金屬含量之累積絕對安全。

最大可承載重金屬量之評估

土壤中重金屬含量之背景值通常是一個含量範圍值，爲計算方便起見，現以背景值之平均值爲基準來估算最大可承載濃度，其結果如表5 所示。因此，其最大可承載濃度分別爲As 11.1 mg/kg，Cd 1.2 mg/kg，Cr 157 mg/kg，Cu 128 mg/kg，Hg 0.8 mg/kg，Ni 78 mg/kg，Pb 60 mg/kg與Zn 110mg/kg。依此結果，可計算在1公頃範圍內表土20 公分土壤中（假設容積比重爲1.2 Mg/m^3），可添加之最大承載重量（Maximum Loading Capacity, MLC, kg/ha）應爲 As 26.6 kg/ha，Cd 2.9 kg/ha，Cr 377 kg/ha，Cu 307 kg/ha， Hg 1.9 kg/ha，Ni 187 kg/ha，Pb 144 kg/ha，與Zn 264 kg/ha。

美國長期施用污泥對土壤、作物及環境之影響與評估

在美國，從1970年起至1993年止，由聯邦政府之機構（USDA-CSRS, USDAARS, USEPA）所贊助之「污泥之土地施用研究」（Land application research of sewage sludges）計畫中，共發表了876篇以技術性論文爲主之報告，其評估亦針對污泥經長期施用後對土壤、作物及地下水品質之影響(22)。這期間，被探討最多的應是氮、磷及微量元素之問題。其中影響人類食物鏈的元素包括As、Cd、Hg、Se及Zn。而會引起植物毒害的元素包括B、Cd、Cu、Ni及Zn。經由美國各研究

單位過去25年之研究，可得以下結論：

(1) 如何減少氮之淋洗至地下水影響其品質，及控制污泥轉變之重要知識[23]。

(2) 無數的實驗室與田間試驗指出，大部份之重金屬要污染地下水是不可能的，除非在很砂質地的土壤及淺層的地下水條件下[24]。

(3) 田間試驗指出，以污泥處置之土壤對作物生長有益，且作物不會累積其中之重金屬如As、Cr、Cu、Pb、Hg、Ni及Zn，且不會對消費者造成健康上之危害，但某些元素則有潛在危害，如Cd 對人體之危害，Cd、Mo及Se 對動物之危害，以及在土壤 pH＜5.5 以下時，Cu、Ni及Zn可能對植物造成生長限制[22,25-31]。

表四、評估長期施用堆肥對台灣土壤中重金屬之累積濃度及安全性

Table 4. Assessments of accumulation and safety of heavy metals in Taiwan soils for the long-term application of organic manure composts.

Elements	Background Conc. (mean)[a]	Accumulation in soils[b] (20 tons/ha/yr) Continuous apply 10 yr[c]	20 yr[c]	Proposed polluted concentration[d]	Residual maximun loading capacity after 20 yr apply[e]	Assessment of safety
	mg/kg					
As	8.9	--	--	20	11.1	Yes
Cd	1.8	0.5	1.0	3	0.2	Yes
Cr	43	15	30	200	127	Yes
Cu	22	10	20	150	108	Yes
Hg	0.2	--	--	1.0	0.8	Yes
Ni	42	2.5	5	120	73	Yes
Pb	40	15	30	100	30	Yes
Zn	190	50	100	300	10	Yes

a：Chen and Lee (1995)

b：假設施用禽畜堆肥中之重金屬濃度爲現行肥料規格上限，其濃度分別爲Cu 100 mg/kg, Zn 500 mg/kg, Cr 150 mg/kg, Ni 25mg/kg, Pb 150 mg/kg, As 50 mg/kg與 Cd 5 mg/kg。施用量爲20噸/公頃/年。一公頃土壤重假設爲2000噸/公頃 (15公分表土混合)。

c：Accumulation in soils (example for Cu) at 15 cm depth. (Cu, mg/kg)＝(20tons × 1000kg/ton × 100 mg/kg × 10yr) / (2000 tons × 1000kg/ton)
＝10 mg/kg

d：王銀波等人(1994)

e：Residual maximum loading capacity after 20 yrs application = Proposed polluted concentration - (background concentration + accumulated in soils after 20 yrs).

表五、農田土壤表土20公分重金屬最大承載量之評估

Table 5. The assessment of maximum loading capacity for heavy metals in 20 cm depth of agricultural soils.

Element	Background (mean)[a]	Polluted conc.[b]	Maximum loading concentration[c]	Maximum loading capacity at 20 cm depth[d]
	------ mg/kg ------			------kg/ha------
As	8.9	20	11.1	26.6
Cd	1.8	3	1.2	2.9
Cr	43	200	157	377
Cu	22	150	128	307
Hg	0.2	1.0	0.8	1.9
Ni	42	120	78	187
Pb	40	100	60	144
Zn	190	300	110	264

a：Chen and Lee (1995)

b：王銀波等人(1994)

c：最大可承載濃度＝管制值－背景值

d：Maximum loading capacity (kg/ha) at 20 cm depth per ha

$=\text{maximum loading conc. (mg/kg)} \times (100\text{ m})^2 \times 0.2\text{ m} \times 1.2\text{ Mg/m}^3 \times 10^3 / 10^6$

$=\text{Maximum loading concentration (mg/kg)} \times 2.4$

美國環境保護署（USEPA）在1993年公告一個污泥土地施用之標準（USEPA Part 503 sewage sludge regulation）(32-34)。在土地施用量方面，以每年施用10噸／公頃，連施100年時（即1000噸／公頃情況下），USEPA考慮了重金屬在環境中之14個路徑對人體、作物、環境之影響(31)，最後提出之施用濃度管理上限值（ceiling limit, mg/kg），累積承載量（cumulative loading, kg/ha）及污染物濃度上限（pollutant concentration limit, mg/kg），其結果如表 6 所示(33)。因此，美國環境保護署1993年所規定土壤中重金屬之施用累積量（kg/ha）爲As 41，Cd 39，Cr 3000，Cu 1500，Pb 300，Hg 17，Mo 18，Ni 420 ，Se 100，及Zn 2800。比較表5與表6之最大承載量（kg/ha），目前依本文所擬之承載量比美國EPA 提出之承載量少很多，需要更進一步的探討。如依美國之承載量來加以管制，則施放入土壤之堆肥量應可超過1000公噸／公頃。在豬糞堆肥之成分中含量較高的爲Cu、Cr、Ni、Zn等四元素，且這四元素在長期試驗中亦經證實不易累積在作物體中，因此應注意的是Cd對人體健康及Cd、Mo及Se對動物健康之問題。

表六、美國污泥之組成分析及美國環保署1993年503法規中污泥之施用管制上限濃度、高污染濃度上限、累積承載量及每年污染物承載速率

Table 6. Composition of sewage sludge vs Part 503 ceiling and high quality pollutant concentrations; cumulative and annual loading rates.

Pollutant	Part 503 numeric criteria: Table number 1 Ceiling conc. limits[b]	2 Cumulative pollutant loading	3 High quality pollutant conc.limits[c]	4 Annual pollutant loading rates	NSSS results[a] Median values[d] (statistical basis) Normal	Maximum
	mg/kg	kg/ha	mg/kg	kg/ha/yr	mg/kg	mg/kg
As	75	41	41	2.0	5	5
Cd	85	39	39	1.9	7	4
Cr	3000	3000	1200	150	40	39
Cu	4300	1500	1500	75	463	456
Pb	840	300	300	15	106	76
Hg	57	17	17	0.85	4	2
Mo	75	18[e]	18[e]	0.90[e]	11	5
Ni	420	420	420	21	29	18
Se	100	100	36	5.0	5	3
Zn	7500	2800	2800	140	725	755

[a] USEPA, Nov. 1991. Summary of the National Sewage Sludge Survey (NSSS)

[b] Absolute values.

[c] Monthly averages.

[d] Pollutant concentrations for samples below the detection limit were incorported into the estimates through the maximum likelihood procedure for multiple censor points to produce a better estimate than procedures that substitute either zero or the detection limit for nondetect samples.

[e] Mo values deleted on 25 Feb. 1994. New values to be proposed within 1 yr.

(Bastin, 1994)

堆肥合理施用量之評估

依據表5中之最大可承載量(MLC)之推估，再依據堆肥中重金屬之濃度，我們即可很容易計算出最大堆肥施用量，其計算式如下：

最大堆肥施用量（tons/ha）

$$\text{最大可承載估算量（kg/ha）} = \frac{\text{最大可承載估算量（kg/ha）}}{\text{堆肥中重金屬濃度（mg/kg）}} \times 10^3 \quad \text{------(2)}$$

例如在表5中，土壤中最大可承載銅量爲307 kg/ha，而堆肥中重金屬銅濃度允許上限爲300 mg /kg，依上式公式，我們可添加之最大堆肥重量爲1000噸／公頃左右。因此，在確保土壤中重金屬不會超過污染管制值之情況，我們依堆肥中重金屬可能濃度狀況下，估算其最大施肥量如表7所示。但在肥料規定中重金屬含量上限條件下，估算豬糞堆肥之最大施用量爲Cu 3000噸/公頃，Zn 500噸/公頃，Cr 2330噸/公頃與Ni 7200噸/公頃。因此，綜合來說，在此上限濃度下之最大施用量最好控制在500噸/公頃以下。

爲考慮對土壤、作物、及環境之品質，建議合理施用量應爲估算最大施用量之一半較爲安全，最好不要超過 250噸/公頃。但如能將生產堆肥之過程中，其重金屬濃度控制在銅 100 mg/kg 及鋅 200 mg/kg 以下，則最大施用量可達1250 噸/公頃，而建議合理施用量爲 600噸/公頃左右，可確實增加土壤中之有機質含量且可確保土壤品質，不會受到重金屬污染。

表七、農田土壤中合理堆肥施用總量推估

Table 7. The estimated reasonable application quantity of composts in agricultural soils.

Elements	Concentration of heavy metals	Estimated maximum loading capacity[a]	Reasonable loading capacity[c]
	------mg/kg------	----------tons/ha----------	
Cu	100[b]	3000	1500
	200	1500	750
	300	1000	500
Zu	100	2500	1250
	200	1250	625
	500[b]	500	250
Cr	100	3500	1750
	150[b]	2330	1160
	300	1160	580
Ni	25[b]	7200	3600
	50	3600	1800
	150	1200	600

[a]：肥料中重金屬含量規格上限爲Cu 100 mg/kg, Zn 500 mg/kg, Cr 150 mg/kg與 Ni 25 mg/kg。

[b]：依表五計算出之最大可承載量(Cu 300 kg/ha, Zn 250 kg/ha, Cr 350 kg/ha,Ni 180 kg/ha)來估算施肥量，並施用於表土20 cm內。

[c]：建議合理施用量爲最大施用量之一半，以確保土壤品質。

結　論

1. 台灣地區之禽畜堆肥中對維持土壤地力及作物生產力，確實是一種很寶貴的農業資材，應推廣並有效利用之。
2. 依調查分析，部份禽畜堆肥中含有稍高含量的銅、鋅、鉻、鎳等重金屬，宜從飼料添加物中管制其濃度。
3. 依農業土壤中重金屬含量之背景值及環境中建議之污染管制值，可估算最大可承載（添加）濃度，依此估算台灣地區之最大可承載量（kg/ha）約爲 Cd 3kg/ha，Cu 300 kg/ha，Cr 370 kg /ha，Ni 180 kg/ha，Pb 140 kg/ha，及Zn 250kg/ha。
4. 依台灣地區肥料中所含重金屬含量上限規定，建議豬糞堆肥之最大可施用量爲500 公噸/公頃，而合理施用堆肥量約爲250公噸/公頃左右，仍可確保土壤品質且不致受重金屬污染。
5. 美國環境保護署在1993年所提出之報告指出，在土壤pH大於5.5時，每年施用10公噸/公頃，連續施用100年，土壤中累積之 As, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, 與Zn不會影響作物之生長與品質，應注意的是 Cd 對人體及動物所造成之潛在危害。

參考文獻

1. 簡宣裕. 1992 禽畜堆肥在園藝上之應用. 農藥世界. 第110 期: 40-43.
2. 陳尊賢. 1993 評估長期施用禽畜糞有機堆肥對農業土壤品質之影響. 禽畜飼料銅、鋅之添加對環境之影響論文集. 臺灣省畜產試驗所專輯第22號。臺灣省臺南縣. pp.116-133.
3. 陳尊賢. 1994 長期施用含重金屬之堆肥或污泥對土壤品質及作物吸收之影響. 養豬業及環保研討會論文集。台灣省畜產試驗所專輯第26號。台灣省 台南縣. pp.74-94.
4. 陳尊賢、李達源、王西華、沈韶儀. 1991 固體廢棄物之微生物處理：污泥安全性分析. 行政院環保署委託研究報告（EPA-80-E3H1-09-17）. 臺北市.
5. 連深、李豔琪. 1994 有機質肥料之重金屬含量及「肥料規格」之有關規範. 土壤與肥料污染研討會論文集. 中華土壤肥料學會主辦. 1994年4月27日. 台灣省 台中縣霧峰. pp.158-173.
6. 楊盛行、鍾仁賜、魏嘉碧. 1993. 蔬菜廢棄物及畜產廢棄物之重金屬元素含量. 第四屆土壤污染防治研討會論文集. 臺北市. pp.177-189.
7. 林浩潭、賴七仙、李國欽. 1993. 有機肥料中重金屬含量調查及對作物生長影響之評估. 第四屆土壤污染防治研討會論文集. 臺北市. pp.425-436.
8. Yang, S. S. 1994 Composts and agricultural Production in Taiwan. Soils and Fertilizers in Taiwan (1994 issues)：29-62.
9. 陳尊賢、李達源、黃東亮. 1992. 台灣地區各主要土類中重金屬含量之等級劃分. 行政院環保署委託研究報告（EPA-81-H105-09-02）. 臺北市.
10. 陳尊賢、李達源、莊皓聰、李耿肇. 1993. 台灣地區重要土系中重金屬全量之調查. 行政院環保署委託計畫報告（EPA-82-E3H1-09-01）. 台北市.
11. Chen, Z. S. and D. Y. Lee. 1995. Heavy metal contents of some representative agricultural soils in Taiwan. J. Chinese Insti. Environ. Engineering 5: (Accepted).

12.李達源、陳尊賢. 1993. 民國七十六年至八十一年土壤污染調查資料統計分析. 行政院環保署委託研究報告. 臺北市.

13.Alloway, B. J. 1990. The origins of heavy metals in soils. In: Heavy Metals in Soils. Alloway B. J. (Ed.) , John Wiley and Sons,Inc., New York. pp.29-39.

14.Jacobs, L.W. 1990. Potential hazards when using organic materials as fertilizers for crop production. Food and Fertilizer Technology Center of Asia and Pacific Regions. Extension Bulletin No. 313.

15.Kabata-Pendias A. and H. Pendias. 1984. Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

16.Page, A.L., A.C. Chang, and D.C. Adriano. 1988. Land application of municipal sewage sludge: Guideline-trace elements. In: Proceedings of the Second International Symposium on Land Application of Sewage Sludge (ISOLASS). Association for Utilization of Sewage Sludge.Jan. 26-27, 1988. Tokyo, Japan. pp. 153-181.

17.王銀波、陳尊賢、劉文徹、吳先琪、趙震慶、李國欽、王榮德. 1991. 土壤品質基準－土壤重金屬鎘、銅含量分級基準之建立. 行政院環保署委託計畫報告（EPA-80-H103-09-09）. 台北市.

18.王銀波、陳尊賢、劉文徹、吳先琪、趙震慶、李國欽、王榮德. 1992. 土壤品質基準－土壤重金屬鉛、鋅含量分級基準之建立. 行政院環保署委託計畫報告（EPA-81-H105-09-02 (1)）. 台北市.

19.王銀波、陳尊賢、劉文徹、吳先琪、趙震慶、李國欽、王榮德. 1993. 土壤品質基準－土壤重金屬鎳、鉻、砷含量分級基準之建立. 行政院環保署委託計畫報告（EPA-82-E3H1-09-01 (2)）. 台北市.

20.王銀波、陳尊賢、劉文徹、吳先琪、趙震慶、李國欽、王榮德. 1994a. 土壤品質基準－土壤重金屬汞含量分級基準之建立。 行政院環保署委託計畫報告EPA-83-E3H1-09-02）. 台北市.

21.王銀波、陳尊賢、劉文徹、吳先琪、趙震慶、李國欽、王榮德. 1994b. 土壤品質基準－總論. 行政院環保署委託計畫報告（EPA-83-E3H1-09-02）. 台北市.

22.Page, A.L., and A.C. Chang. 1994 Over view of the past 25 years: Technical perspective. In: Sewage sludge: Land utilization and the environment. C.E. Clapp, W.E. Larson, and R.H. Dowdy. (Editors). American Society of Agronomy, Inc., Crop Science Society of America ,Inc., and Soil Science Society of America, Inc., Madison, WI, USA . pp. 3-6.

23.Goss, M.J., D.A. Barry, D. Goorahoo, and P.S. Smith.1994. A nitrogen budget prediction of nitrate in ground water at a farm using sewage sludge. In: Sewage sludge: Land utilization and the environment. C.E. Clapp, W.E. Larson, and R.H. Dowdy.(Editors). American Society of Agronomy, Inc., Crop Science Society of America, Inc., and Soil Science Society of America, Inc., Madison, WI, USA. pp. 231-236.

24.Yingming, L., and R.B. Corey. 1993. Redistribution of sludge-borne cadmium, copper, and zinc in a cultivated plot. J. Environ. Qual. 22: 1-8.

25.Chang, A. C., A. L. Page, and J. E. Warneke. 1987. Long-term sludge applications on cadmium and zinc accumulation in Swiss Chard and Radish. J. Environ. Qual. 16: 438-442.

26.Clapp, C.E., R.H. Dowdy, D.R. Linden, W.E. Larson, C.M. Harmann, K. E. Smith, T.R. Halbach, H.H. Cheng, and R.C. Polta. 1994. Crop yields, nutrient uptake, soil and water quality during 20 years on the Rosemount sewage sludge watershed. In: Sewage sludge: Land utilization and the environment. C.E. Clapp, W.E. Larson, and R.H. Dowdy. (Editors). American Society of Agronomy, Inc., Crop Science Society of America, Inc., and Soil Science Society of America, Inc., Madison, WI, USA. pp. 137-148.

27.Hormann, C.M., C.E. Clapp, R.H. Dowdy, W.E. Larson, D.R. Duncomb, T.R. Halbach, and R.C. Polta. Effect of lime-cake municipal sewage sludge on corn yield, nutrient uptake, and soil analyses. In: Sewage sludge : Land utilization and the environment. C.E. Clapp, W.E. Larson, and R.H. Dowdy. (Editors). American Society of Agronomy, Inc., Crop Science Society of America, Inc., and Soil Science Society of America, Inc., Madison, WI, USA. pp. 171-183.

28.Juste C. and M. Mench. 1992. Long-term application of sewage sludge and its effect on metal uptake by crops . In: Biogeochemistry of Trace Metals. D. C. Adriano (Ed.), Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA. pp.159-193.

29.Logan, T.J. and R.L. Chaney. 1983. Utilization of municipal wastewater and sludge on land: Metals. In: Utilization of municipal wastewater and sludge on land. A.L. Page et al. (Editors), Denver, Co., 23-25, Feb., 1983. University of California, Riverside. pp. 235-326.

30.McGrath, S. P. 1987. Long-term studies of metal transfers following application of sewage sludge. In: Pollutant transport and fate in ecosystem. Coughtrey, P. J., J. H. Mart in, and M. H. Unsworth (Eds.), Special Publ. No.6 of the British Ecological Society. (Oxford: Blackwell Scientific). pp.301-317.

31.Ryan, J.A. 1994. Utilization of risk assessment in development of limits for land application of municipal sewage sludge. In: Sewage sludge: Land utilization and the environment. C.E. Clapp, W.E. Larson, and R.H. Dowdy. (Editors). American Society of Agronomy, Inc., Crop Science Society of America, Inc., and Soil Science Society of America, Inc., Madison, WI, USA. pp. 55-66.

32.U.S. Environmental Protection Agency. 1993. Standards for the use or disposal of sewage sludge. (40 CFR Parts 257, 403 and 503)-Final Rate and Phase-In Submission of Sewage Sludge Permit Application (Revisions to 40 CFR Parts 122, 123 and 501). Final Pub. Distribution by Water Environmental Federation. Stock #P0100. U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC.

33.Bastian, R.K. 1994. Where do we stand on regulation ? In: Sewage sludge : Land utilization and the environment. C.E. Clapp, W.E. Larson, and R.H. Dowdy. (Editors). American Society of Agronomy, Inc., Crop Science Society of America, Inc., and Soil Science Society of America, Inc., Madison, WI, USA. pp. 159-169.

34.Lue-Hing, C., and R.I. Pietz. 1994. Over view of the past 25 years : Operator's perspective. In: Sewage sludge: Land utilization and the environment. C.E. Clapp, W.E. Larson, and R.H. Dowdy. (Editors). American Society of Agronomy, Inc., Crop Science Society of America, Inc., and Soil Science Society of America, Inc., Madison, WI, USA. pp. 7-14.

Assessment of Heavy Metal Accumulation and Reasonable Application Quantity for Long-term Application of Hog Manure Compost in Soils

Zueng-Sang Chen

SUMMARY

More than ten milliom tons per year of hog and chicken manures were produced in Taiwan. If these manure composts can be used and applied to the agricultural soils, they will significantly increase the large amounts of soil organic matters and soil fertilities. High concentration of copper, zinc, chromium, and nickel were found in some hog and chicken manure composts saled in Taiwan and their concentration are also higher than the allowable upper limit of the concentration of heavy metals in the commercial fertilizers used in Taiwan. The maximum loading capacity (MLC) of heavy metals in soils can be estimated by the differences between the background concentration and proposed polluted controlled concentration of heavy metals in soils. The approximate value of MLC of heavy metals are Cd 3 kg/ha, Cr 370 kg/ha, Cu 300 kg/ha, Ni 180 kg/ha, Pb 140 kg/ha, and Zn 250 kg/ha. Based on the allowable upper limit concentration of heavy metals in the fertilizers and soil quality in the sustainable agriculture, the maximum and reasonable application quantity of hog manure compost in Taiwan agricultural soils can be estimated as about 500 tons/ha and 250 tons/ha, respectively. Under this quantity of application of composts, the soil quality can be maintained and not be polluted by the accumulated heavy metals. Based on the sewage sludge regulations published by USEPA in 1993, there are no documented cases of Cu, Ni, and Zn toxicity to plants grown on sludge-amended soils, except possibly on very acid soils ($pH < 5.5$).

Key Words : Hog manure compost, Organic matter, Copper, Zinc, Chromine, Nickel, Maximum loading capacity, Heavy metals, Land application.

Professor, Department of Agricultural Chemistry National Taiwan University, Taipei, Taiwan 106, ROC.

有機肥料之施用與土壤重金屬之聚積、作物吸收之關係

劉文徵[1] 李松伍[2] 王銀波[3]

摘要：目前施用於農地之有機肥料，依其來源大略可區分爲畜牧廢棄物如豬糞尿水，畜殖堆肥，都市廢棄物如下水道之污泥，垃圾堆肥，農業廢棄物如蔗渣或作物殘留，工業廢棄物如酒精廢醪。重金屬在各種有機肥料內之含量依材料之不同而不同。施用有機肥料除了可供給植物所需之微量元素，過量之重金屬負荷和不良之土壤管理，可直接造成重金屬在土壤之累積及作物之毒害。畜牧堆肥，都市垃圾污泥和農業廢棄堆肥中之Zn，Cu和Ni已發現可導致作物之毒害。重金屬在土壤之累積程度依Input-output及土壤之性質而異。作物吸收重金屬除了受土壤性質，土壤重金屬濃度，有機堆肥之種類影響外，不同品種之同一種作物在同一環境下，重金屬之吸收量亦不同。爲保護土地資源，欲施放於土壤之有機資材，其成份需要分析管制，隨有機肥料進入土壤之重金屬量，均需作年施用量及總量監測。

關鍵詞：有機肥料、土壤重金屬、作物吸收

一、前　　言

動物排泄物，植物殘體等有機物質自古以來，在未使用化學肥料前，即爲人類用以補充植物養份，增加產量之主要來源。但隨著工業之發展，人口之增加，在開發國家，緩效性之有機肥料逐漸被速效性之無機肥料取代。有機物質之施用於土壤，並非全著眼於其養份，偶而亦將土壤作爲處理有機廢棄物之場所。隨著環保意識之抬頭，及生活水準之提昇，農地生產之觀念由以往最高產量之追求，轉變爲農地之永續利用。在儘量減少能源之輸入，多利用植物殘餘及有機廢棄物，且能保持適當之產量，達到較佳之品質輸出。但有機物質之利用，尤其是工業廢棄物之土壤處理，不僅需考量其養份之回收管理，亦應注意其成份對土壤—作物—水源系統之影響，這些成份可能包括重金屬，微量有機化學毒質，病原菌，及一些可能劣化土壤物理性質，如Na之物質。重金屬在土壤之累積可以毒害作物(phytotoxic effects)。作物對重金屬之吸收可經由食物鏈 (food chain) 間接危害人體之健康。1973年之重金屬會議(Logan and Chaney, 1983)，總結列出同時可對動物及植物毒害之重金屬元素，有Cd, Pb, Hg, As, Se, Zn, Cu, 和Ni，而極可能透過食物鏈，危害人體健康者有Cd, Pb, Hg, As, Se和Zn。Chaney(1973) 更指出Cd, Cu, Ni和Zn，因作物之累積，導致人體受害之威脅性可能最高。

[1] 台灣糖業研究所農業系研究員
[2] 台灣糖業研究所副所長
[3] 國立中興大學土壤環境科學系教授

本論文之重點，在討論目前台灣主要施放於農地有機質之種類，其重金屬成份，施用後可能造成之重金屬累積，及作物吸收之情況。有機物質之分類，依美國農部之分類(USDA, 1978)，可分爲：(一)動物堆廄肥；(二)作物殘體及綠肥；(三)人類排泄物；(四)食品工業廢棄物如乳酪廠；(五)工業有機廢棄物，如酒精工廠；(六)木材工業廢棄物，都市垃圾等。人類排泄物在目前之台灣已很少被利用，而木材工業廢棄物，因C/N值太高，不易分解，亦很少施放於土壤，因此本文係依上述之分類，針對其餘四項加以討論。

二、重金屬在有機物質中之濃度及型態

重金屬在各種有機材料中之含量，依其種類之不同而異。表一、表二、表三分別爲：農家一般施用之堆廄肥，都市垃圾堆肥，家畜廄肥，地下水道污泥，常施放於農田之作物殘餘，綠肥作物，養豬廢水，及酒精工廠之廢醪等重金屬濃度。一般飼料中爲防止疾病之感染及飼料效率之提高，常添加如硫酸亞鐵、硫酸銅、碳酸錳、碘化鉀…等化學藥劑(楊，1992)，因此在畜殖有機肥料中常含高量之某種元素。As, Ca, Cl, Cr, Co, Cu, F, Fe, I, K, Mn, Mo, Na, Ni, Se, Si, Sn, V, 和Zn爲動物所必需之元素，以其排泄物所製造之堆肥，Cr, Cu, Ni, Zn之含量亦較高(表一)。下水道污泥爲污水之沈積，污水之來源有多方面的，包括家庭廢水……等，其平均重金屬含量顯然高於一般常用畜殖堆肥(表一)。根據分析報告，重金屬在下水道污泥內之含量變化極大，廢水前處理可以降低污泥中重金屬之濃度，銅管或鉛管排水道之污泥含Cu, Pb較高。都市垃圾堆肥之重金屬含量，變化亦大。作物殘餘與液體有機肥中重金屬之含量要低於固體有機堆肥。歐美各國對於農地施用有機肥料，對有機材料中重金屬之濃度均有嚴格之限制，依國情之不同亦有不同之鬆緊程度；以污泥爲例，其最高可接受限值分別爲：Cd 5, Cr 210, Cu 210, Ni 60, Pb 210, Zn 500, As 10, Hg 2 mg/kg 乾重(表四) 。中華民國中央標準局對堆肥之品質也訂有標準(表四)。台灣省對於有機肥料中之重金屬濃度亦有規定；每含1%之全氮，混合有機肥料，Cd不得高於0.00008% ，As不得高於 0.01 %；雜項有機肥料As<0.004%，Ni<0.04%，Cr<0.1%，Ti<0.01%；垃圾堆肥 Hg<2 ppm，Cd<5 ppm，Ni<25 ppm，As<50 ppm，Pb<150 ppm，Cu<150 ppm，Cr<150 ppm，Zn<500 ppm；雜項有機液肥Cd<0.000075%，As<0.002% (省政府，1990)。目前台灣省對欲以土壤處理廢水者，亦列控制規範(表四)。

雷等 (1994) 分析培育八週之豬糞混合堆肥，以水萃取其陰陽離子，並以Geochem model 求其成份在水溶液中之不同化學型態，指出Zn 52%以 free ion，18%與SO_4結合，6%與CO_3結合，0.3 %與PO_4結合，其餘76%與有機酸形成錯合體；100%之Cu爲有機錯合體；10%之Pb爲free ion，10%左右之Pb爲CO_3化合物，5%之Pb結合SO_4，其餘約75%之Pb與有機酸結合。Holtzclaw等人 (1978) 對污泥之部份分析中亦指出，大部份之Cu與腐植酸結合，Cd，Ni和Zn在土壤中之移動要高於Cu 。

三、有機肥施用與重金屬在土壤中之累積

隨著有機肥料之連續施用，可能導致重金屬在土壤之累積。重金屬元素除了以陽離子交換之型式積存於土壤之外，亦可能形成重金屬化合物之結晶，沈澱於土壤；或被土壤礦物之表面吸附。

重金屬在土壤內之溶解或沈澱，吸附或解附，固定或移動，係受土壤 pH，CEC，有機質，粘土礦物，氧化鐵鋁含量，氧化還原電位之影響 (Logan and Chaney, 1983; Alloway, 1990)。在低pH之土壤，金屬元素之鉗合作用能降低重金屬作物之毒害，減少礦物表面之負電荷，降低重金屬之吸附量。CEC 愈大，固定重金屬之量亦大，因此 CEC高之農地，重金屬固定累積之量亦較高。土壤有機質除了增加 CEC，吸附陽離子外，亦可和重金屬元素形成錯合體。可溶性之金屬有機錯合體能減少重金屬元素之被吸附量，相對地增加其有效性。銅與鋅容易與有機結合，降低自由離子(free ion)之活性。Cd和Zn在土壤中或以單獨結晶形態，或與Fe, Al氧化物，鹼土碳酸化合物共晶，部份會結合有機物。Cr, Cu, Hg和 Pb 在土壤中之行爲受氧化還原反應之影響，當 PE<-2.0時，SO_4^{2-}轉換成S^{2-}，Cu, Zn, Hg 之硫化物結晶形成。粘土礦物及氧化鐵鋁對重金屬累積之影響主要是增加CEC 及表面吸附量。

表五爲台糖自營農場長期豬糞尿施灌區，土壤別之重金屬含量，表三指出銅與鋅是豬糞尿水中主要之二種重金屬。如果以30～45公分之土壤金屬含量爲背景值，0～15 公分之表土表示目前之狀況，則明顯地可以看出，不論總量或有效量，Cu和Zn均有稍微累積之現象。土壤類別不同，累積程度可能不同。礦物成份不同，土粒吸附重金屬元素之力道亦不同。表六爲重金屬元素在各類土壤中有效量之萃取順序，粘板岩，砂頁岩較容易釋放重金屬，而紅壤固定重金屬之能量最强(表六)。

表七爲高雄市青埔垃圾場土壤重金屬總量隨剖面深度之變化。接近掩埋層之覆土層土壤，Cu，Cr和Ni之含量明顯高於表層者。相對之對照土壤，重金屬之含量表層土壤高於底層土壤。此結果說明兩個重金屬在土壤之特性: (1)在一般土壤，重金屬之移動性小，由外部填加污染之重金屬大部停滯於表層。(2)某些重金屬元素與有機結合後可增加其移動性。重金屬之有效量分佈(表八)亦同總量分析，覆土層土壤內之重金屬含量隨地點之變化高，且其平均值均大於對照土壤,尤其是接近垃圾層之土樣。對照區內之土壤，重金屬有效量隨剖面之由上往下而遞減，這種遞減方式在全量中並不具有，此顯示重金屬在對照土壤表層之有效度高於底層; 而相對地在覆土層，則由上往下而遞增，此種遞增，一方面係由於總量之增加，另方面是由於土壤對重金屬元素吸附力之減少。元素之生物有效度取決於土壤物理，化學性質及作物間互相之關係，尤其是土壤pH和有機質。有機物質與重金屬結合成有機錯合體，決定元素之種類 (speciation) 和轉換 (transformation)，進而影響其有效度。

表九爲施用酒精廢醪對土壤重金屬有效量之影響。酒精工廠廢水經濃縮後，重金屬含量有提高之趨勢(表三)，長期施灌酒精廢醪不會增加土壤重金屬之有效量(表九)。爲避免土壤功能之遭受破壞，重金屬在土壤中之含量應有臨界濃度限制，國外學者(Kabata-Pendias and Pendias，1989)依試驗結果提出土壤重金屬毒害臨界值(表十)，國內專家考量台灣之地理氣候環境，土類，重金屬之特性及背景值，對環境及公共衛生可能造成之傷害，建議重金屬在土壤中最大之臨界量爲：Zn 60, Cd 1.0, Cu 50, Cr 30, Ni 22, Pb 40 mg/kg土壤(環保署, 1994)。

四、有機肥施用與作物對重金屬之吸收

作物對重金屬之吸收主要受控於：(1)土壤溶液中重金屬之濃度與型態，(2) 重金屬自土壤往根之移動，(3)重金屬自根表面往內部之移動，(4)重金屬自植物地下部往地上部之移動。植物吸收

重金屬除了取決於土壤溶液中金屬離子之總量外，亦與植物根一離子間接觸面之大小有關。不同之作物對同一金屬元素有不同之吸收量，而同一作物對不同之金屬元素亦有不同之吸收程度。以養份需要言，環保署所監控之八種元素 (As，Cd，Hg，Ni，Cr，Cu，Pb，Zn)中，Cu，Ni，Zn爲植物所需，藻類需要As，其餘之Cd，Hg，Cr，Pb爲非植物必要之微量元素。非必要微量元素不足時，沒有欠缺之效應；但當必要之微量元素如Cu和Zn缺乏時，作物可能減產；當必要或非必要微量元素超過臨界濃度時，作物之生長及產量均會減少，植株也可能出現病徵。表十爲可能導致作物毒害之土壤及作物之重金屬臨界濃度值。

表十一爲台糖公司10個糖廠，92個區號，184 個採樣點之豬糞尿灌溉區蔗渣, 蔗葉,蔗汁之平均值。蔗渣方面，Cr，Cd，Pb和 Ni之濃度均低，甘蔗莖部似乎能累積較高量之Cu和Zn。蔗葉方面，同樣的Cu，Zn，Pb和Ni較高。蔗汁方面除了Zn 之外，其餘均低，全部均在合理之濃度範圍內。Zn在植體之濃度最高並不足爲奇。植物所能累積高量之Zn，數十ppm 之植體 Zn濃度隨時可見。比較蔗體重金屬濃度與表十之作物臨界濃度值，均位安全範圍內，現場之甘蔗生育亦正常，並無任何病徵可見。

表十二爲高雄市垃圾場甘蔗中重金屬之濃度比。植體重金屬濃度與表土重金屬濃度比，係反應土壤中重金屬元素之有效量及作物吸收之特性，已涵蓋土壤，環境及作物等三因子。覆土層內植體各部位之濃度比均大於對照區內者。金屬元素吸收儲存於甘蔗各部位之大小比較，分別依序爲：根 > 枯葉> 青葉 > 蔗渣> 蔗汁。蔗汁之濃度比甚低，顯然即使垃圾場覆土層遭受重金屬之污染，且這些元素已被甘蔗吸收，但其主要之累積部位爲根和葉，蔗汁之品質並不易受影響。不同之作物對於不同之元素具有吸收或排斥性。即使同一作物，不同之部位亦具有不同之元素累積性 (Kabata-Pendias and Pendias，1989)。 Dowdy 和 Larson (1975)指出，植物之營養組織所含之金屬元素，一般要高於果實或塊莖。表十二亦指出，Zn，Cu，Cr，Ni四種元素相對地較容易被甘蔗吸收，並傳輸至地上部，此符合 Kabata-Pendias 和 Pendias之報告(1989)。在某些作物，Ni和Zn之最高累積程度可大於植體乾重之10%，而Cr約爲1～3%，Cu爲 0.1～1%。銅在根部之濃度達149 mg kg^{-1}，遠高於地下部，此顯示 Cu之吸收可能爲主動吸收 (active absorption)。 甘蔗能容忍高濃度之 Cu 累積。在灌漑且施用污泥之日本農地中, 當水稻稻穀之Cu濃度爲 4 mg kg^{-1}時，其根部 Cu之含量可達560 mg kg^{-1}(Chino ，1981)。一般言之，植物根系具有高Cu保持容量(holding capacity)。鋅不論在地上部，抑或地下部，植體鋅含量均高，此係反應土壤之高Zn含量。已有報告指出，植體內Zn之濃度與土壤Zn含量成直線相關。一些學者更指出，Zn在植體中移動性高，老葉內之Zn可移至新葉(Kabata-Pendias and Pendias，1989)。蔗汁中以Cu及Zn含量稍高，但其均位於聯合國糧農及世界衛生組織 (FAO/WHO)飲料重金屬污染容許限制範圍內 (分別爲5，5 mg L^{-1})。表十三爲垃圾場覆土區和未掩埋對照區內所種植甘蔗生育及最終產量之比較。蔗齡四月時，青埔垃圾場覆土層上甘蔗之莖長爲26.4公分，僅爲照區69.6公分之 38%；蔗齡七個月時，同地區覆土層上之蔗高爲35.6公分，僅爲未掩埋對照區112.2公分之32%。同樣之趨勢亦表現於最終之莖產量上， 青埔垃圾場覆土層上之每公頃蔗產量 81公噸，僅爲對照地區145t/ha之56%。這種差異是源由於毒性物質，包括重金屬之接觸根系，導致甘蔗生育與產量之抑制。

蔗田施用酒精廢醪，如同蔗田施用含重金屬之有機肥料，Cu和Zn在植體內之含量隨地區之不同，而有不同之反應(表十四)。一般言，施灌區蔗體重金屬濃度並不顯著高於未施灌區者，蔗葉重金屬濃度大於蔗汁者。初期判斷，短期每公頃施用60 t/ha 之濃縮酒精廢醪，尚不影響甘蔗之品

質，柳營試區蔗葉Pb之濃度，對照區者等於或高於施放區者，顯然甘蔗對Pb之累積並非源自酒精廢醪之施用。Cu，Zn，Pb在蔗葉之濃度比較表十之作物植體重金屬毒害臨界值，仍位安全之範圍。蔗汁中Cu和Zn之含量均小於5 mg/L，FAO/WHO 飲料重金屬污染容許限制範圍內。

五、結　論

台灣農地重金屬之污染，均因施灌含重金屬之污水，至目前，仍未有報告指出農地之重金屬污染，係源由於有機肥料之施用，也未有正式之報告，指出田間因施用有機肥料而植體發現病徵者。以台糖蔗園為例，長期施灌豬糞尿，蔗田土壤及蔗體均在安全限制範圍內，但在國外，已有報告指出，過量施用畜殖堆肥，都市垃圾堆肥，及農業廢棄物堆肥而導致Zn，Cu，Ni在土壤內之累積，毒害作物者，因此有機肥之品質仍需控制，重金屬在土壤內之總量及年施用量均需管制。日本與歐美等先進國家均極重視土壤之保育。欲置放於土壤，即使是有機資材，其成份仍需接受分析檢定，監測管制。我國在這方面亦應立法，給予土壤－生物之生命源作適當之保護。

表一、堆肥、下水道污泥之重金屬濃度

種　類	重金屬含量 (mg kg^{-1})						資料來源
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	
一般堆肥	—	9-12	12-17	14-25	—	68-122	Hsieh 等, 1990
都市垃圾堆肥	0.9-2.0	134-825	31-217	13-60	45-68	115-283	Hsieh 等, 1990
都市垃圾堆肥	8-15	56-194	1038-1053	76	65-79	485-1039	林, 1988
豬糞堆肥	ND-0.67	3.4-24.7	135-137	9-15	12-15	89-458	謝等, 1992
豬糞堆肥	ND-7.0	3-8486	6-301	3.5-176	0.5-60	35-623	Yang, 1994
	(1.9)*	(898)	(101)	(32)	(17)	(232)	
豬糞堆肥	0.48-0.62	9.1-9.8	5.3-7.2	3.3-9.8	0.3-4.0	290-342	雷等, 1994
雞糞堆肥	1.6-3.9	3.8-4.5	72-128	23-32	18-21	201-419	謝等, 1992
雞糞堆肥	ND-6.2	1-282	9-394	1.1-3.0	ND-183	56-1147	Yang, 1994
	(1.4)	(23)	(99)	(12)	(14)	(286)	
牛糞堆肥	0.90	3.0	16	13	14	74	謝等, 1992
牛糞堆肥	ND-3.7	3.1-314	14-225	4.3-18.6	1.6-19	51-308	Yang, 1994
	(1.36)	(39)	(82)	(11)	(7.4)	(152)	
下水道污泥	7-18	37-71	135-1089	72-89	79-169	993-3160	林, 1988

* 平均

表二、作物殘餘之重金屬濃度

種 類	重金屬濃度(mg kg $^{-1}$)						資料來源
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	
稻草	0.52	2.0	8.0	20	3.0	34	Yang, 1994
稻草	—	8	9	18	—	67	謝等, 1992
稻草	1.53	19	29	14	8.6	130	劉等, 1994
稻殼	0.28	4.0	7.0	18	3.0	40	Yang, 1994
稻殼	—	12	7	20	—	36	謝等, 1992
稻殼	0.41	24	36	29	1.9	64	劉等, 1994
蔗渣	ND	ND	2.4	ND	ND	8.99	劉等, 1992
蔗葉	0.33	5.62	6.3	1.85	ND	31	劉等, 1992
太陽麻	—	—	12	—	—	36	謝等, 1992
作物殘餘	ND-0.2	2.1-15	1.4-30	4.0-5.7	0.3-5.0	10-127	Yang, 1994
	(0.03)*	(6.7)	(15)	(4.9)	(3.0)	(53)	

* 平均

表三、有機廢液之重金屬濃度

種 類	重金屬濃度(mg L $^{-1}$)								参料資料
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	As	Hg	
養豬二級放流水*	ND	0.0006	0.029	0.008	ND	0.355	—	—	
濃縮酒精廢醪	0.46	0.63	0.99	2.98	8.15	11.96	0.58	ND	陳等, 1994

* 台糖十五個豬糞尿二級處理場之平均值

表四、污泥、堆肥、及土壤處理廢水之重金屬限制值

元素	污泥[a]	堆肥[b]	土壤處理廢水[c]
	------- $mg\ kg^{-1}$ -----		---- $mg\ kg^{-1}$ ---
Cd	5	5	0.01
Cr	210	150	0.1
Cu	210	150	0.2
Ni	60	25	0.5
Pb	210	150	0.1
Zn	500	500	2.0
As	10	50	1.0
Hg	2	2	0.005

[a] : 歐美各國污泥施用於農地之限值(中值, median), Jacobs, 1990.
[b] : 中央標準局(CNS)標準.
[c] : 台灣省事業廢水土壤處理水質標準.

表五、台糖自營農場土壤別施灌豬糞尿土壤重金屬含量

土壤[a]管理組	項目[b]	深度 cm	0.1N HCl Extractable Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	4M HNO_3 Total Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
			mg/Kg^{-1}											
ATL	平均	0-15	0.22	0.33	7.00	2.31	4.32	6.32	0.67	13.18	20.15	25.07	18.82	77.89
		30-45	0.22	0.30	4.15	2.13	3.80	6.11	0.71	14.13	17.50	26.40	18.67	75.66
Hc	平均	0-15	0.14	0.23	5.22	1.81	4.82	6.53	0.63	14.84	17.21	24.62	14.75	65.44
		30-45	0.15	0.23	4.34	1.63	4.55	5.37	0.65	15.34	15.57	25.68	14.77	64.10
R	平均	0-15	0.02	0.05	6.05	0.66	1.67	4.24	0.42	8.25	17.96	19.47	13.12	43.54
		30-45	0.04	0.07	3.07	0.47	1.88	2.89	0.45	8.85	13.70	21.69	14.29	43.47
ASc	平均	0-15	0.06	0.14	5.66	1.57	4.04	6.88	0.38	10.38	13.62	19.18	14.22	51.66
		30-45	0.11	0.21	5.33	1.76	4.49	9.14	0.44	12.41	14.37	20.51	15.74	57.92
ASn	平均	0-15	0.04	0.11	8.22	0.57	3.78	4.78	0.45	6.74	23.14	18.86	15.48	64.01
		30-45	0.05	0.14	5.73	0.64	3.43	4.37	0.50	7.27	18.26	21.28	16.24	67.46
AT	平均	0-15	0.16	0.29	7.26	2.43	5.97	8.30	0.71	10.77	21.82	25.03	25.90	89.73
		30-45	0.18	0.24	5.20	2.40	5.68	5.70	0.68	11.88	16.41	25.37	24.67	83.37

[a] ：*ATL：粘板岩砂頁岩混合沖積，AT：粘板岩，ASn：非石灰性砂頁岩，ASc：石灰性砂頁岩，R：紅壤，Hc：低腐植灰化壤
[b] ：依序爲 ATL 20, Hc 18, R 13, ASc 14, ASn 5, AT 22個樣品之平均.

表六、重金屬元素在各類土壤之0.1 N HCl萃取率順序

元素	萃取率高低順序*
Cd	ATL > AT ≒ Hc > ASc > ASn > R
Cr	AT ≒ ATL > ASn > ASc > Hc > R
Cu	ASc > ASn > AT > ATL ≒ R > Hc
Ni	AT > ASc > ATL > Hc > ASn > R
Pb	Hc > ASc > AT ≒ ASn > ATL > R
Zn	ASc > Hc > R > AT ≒ ATL ≒ ASn

* ATL：粘板岩砂頁岩混合沖積，AT：粘板岩，
ASn：非石灰性砂頁岩，ASc：石灰性砂頁岩，
R：紅壤，Hc：低腐植灰化壤

表七、青埔垃圾場土壤重金屬總量隨剖面深度之變化

地點	處理	深度 (cm)	總量 Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb
			mg kg^{-1}					
青埔	未掩埋土壤	0-10	124.0±33	22.0±6	0.76±0.08	9.0±2.9	19.6±3.4	22.5±1.0
		40-50	105.0±46	20.3±11.2	0.66±0.08	7.3±0.7	19.6±1.1	18.7±4.4
		90-100	77.5±4.5	13.5±0.5	0.75±0.18	6.8±0.1	24.4±2.0	18.6±1.9
	覆土層土壤	0-10	101.8±16.7	15.3±3.2	0.72±0.20	8.9±2.3	23.3±1.0	21.0±0.8
		40-50	94.4±10.6	14.6±4.8	0.73±0.20	9.8±0.6	23.8±1.8	22.0±7.8
		90-100	88.2±15.4	20.7±16.6	0.65±0.08	11.7±2.2	36.6±2.6	20.8±3.6

表八、青埔垃圾場土壤重金屬有效量隨剖面深度之變化

處理	深度	有效量 Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb
		mg kg^{-1}					
未掩埋土壤	0-25	13.4	7.1	0.3	ND	2.3	5.2
	25-50	6.4	7.1	ND	ND	1.0	7.4
	50-75	1.7	2.5	ND	ND	ND	5.2
	75-100	1.3	1.6	ND	ND	0.6	4.4
	100-125	1.5	0.6	ND	ND	0.2	3.5
	125-150	1.3	0.3	ND	ND	ND	3.5
覆土層土壤	0-25	3.4-6.4	1.2-3.4	ND-0.5	ND-1	0.4-0.8	1.7-14.4
		(4.4)*	(2.3)	(0.16)	(0.2)	(0.48)	(10.0)
	25-50	4.3-7.5	2.2-5.0	ND-0.3	ND	ND-1.5	4.8-7.8
		(6.1)	(3.5)	(0.1)	ND	(0.88)	(5.9)
	50-75	3.3-10.4	1.1-10.6	ND-0.2	ND-0.1	ND-0.8	2.6-11.5
		(5.1)	(4.6)	(0.04)	(0.2)	(0.48)	(6.3)
	75-100	2.7-20.1	1.0-9.8	ND-0.3	ND-0.5	ND-1.0	2.2-17.2
		(6.7)	(4.1)	(0.06)	(0.1)	(0.32)	(8.3)
	100-125	2.5-21.0	1.3-32	ND-0.3	ND-0.5	ND-1.0	3.5-16.8
		(8.4)	(9.2)	(0.2)	(0.1)	(0.4)	(8.5)
	125-150	3.5-10.8	3.0-14.0	0.2	ND-0.5	ND-2.5	6.5-15.3
		(29.8)	(6.1)	(0.2)	(0.25)	(0.83)	(8.8)

*：平均值

表九、施用酒精廢醪對土壤重金屬有效量之影響

處 理	重金屬元素有效量*							
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	As	Hg
	mg kg^{-1}							
柳營								
施放	0.14	0.37	3.79	2.18	5.92	6.73	9.00	0.05
對照	0.39	0.50	4.48	2.20	8.02	7.86	5.85	0.05
東後寮								
施放	0.13	0.54	3.95	1.87	5.47	7.57	6.90	0.10
對照	0.15	0.75	4.06	2.29	4.96	8.63	6.45	0.06

* : 0.1 N HCl extractable.

Data from 陳等(1994).

表十、土壤和作物之重金屬毒害臨界值 *

元素	土壤臨界濃度	作物臨界濃度
	mg kg^{-1}	
Cd	3-8	5-30
Cr	75-100	5-30
Cu	60-125	20-100
Ni	100	10-100
Pb	100-400	30-300
Zn	70-400	100-400
As	20-50	5-20
Hg	0.3-50	1-3

* Data from Kabata-Pendias, and A. Pendias (1989)

表十一、台糖自營農場長期施灌豬糞尿區植體重金屬含量

項目	元 素 含 量[a]					
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	mg kg^{-1}					
蔗渣	ND	0.05	2.88	0.12	1.56	10.81
蔗葉	0.004	0.88	3.04	2.87	3.79	16.88
蔗汁	0.03	0.10	0.56	0.43	0.06	3.00

[a] : 184個樣品總平均

表十二、高雄青埔垃圾場甘蔗中重金屬濃度比

部位	處理[b]	濃度比 (植體/0-25 公分土壤)[a]					
		Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb
青葉	Ck.	2. 32(31. 06)[c]	0. 88(6. 29)	1. 10(0. 33)	ND(5. 62)	0. 80(1. 85)	ND(ND)
	T	9. 68(42. 61)	2. 90(6. 68)	0. 25(0. 04)	9. 25(1. 85)	4. 23(2. 03)	ND(ND)
枯葉	Ck.	3. 73(3. 73)	0. 80(0. 80)	1. 93(1. 93)	ND(ND)	1. 46(1. 46)	ND(ND)
	T	10. 18(10. 28)	2. 46(2. 46)	2. 56(2. 56)	11. 05(11. 0)	2. 58(2. 58)	ND(ND)
蔗渣	Ck.	0. 67(8. 99)	0. 33(2. 37)	ND(ND)	ND(ND)	ND(ND)	ND(ND)
	T	2. 53(11. 11)	1. 30(2. 98)	ND(ND)	ND(ND)	ND(ND)	ND(ND)
蔗汁	Ck.	0. 18(2. 41)	0. 08(0. 34)	ND(ND)	ND(ND)	ND(ND)	ND(ND)
	T	0. 67(2. 96)	0. 70(0. 47)	0. 06(0. 01)	trace(0. 01)	ND(ND)	ND(ND)
根	Ck.	9. 73(9. 73)	6. 49(6. 49)	ND(ND)	ND(ND)	3. 29(3. 29)	ND(ND)
	T	10. 56(10. 56)	149. 19(149)	1. 38(1. 38)	2. 25(2. 25)	14. 58(14. 50)	ND(ND)

a : available metal content at 0-25 cm depth for soil extracted by 0.1 N HCl

b : Ck-check (nonlandfill soil), T-treatment (covering soil)

c : available content of metals in plant tissue

表十三、高雄青埔垃圾掩埋場甘蔗之莖高與產量

地點	處理	莖 高 (公分)		蔗產量 (公噸/公頃) ($t\ ha^{-1}$)
		蔗齡四個月[a]	蔗齡七個月[a]	
青埔	掩埋	26. 4(38)[b]	35. 6(32)	81(56)
	未掩埋	69. 9(100)	112. 2(100)	145(100)

a : age of sugarcane

b : percentage based on the nonlandfill

表十四、施用酒精廢醪對蔗葉、蔗汁重金屬含量之影響

處理	重金屬元素含量					
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	mg kg^{-1}					
蔗葉						
柳營對照	ND	ND	9.7	—	8.4	36.45
柳營施放	ND	ND	6.7	—	8.2	27.35
東後寮對照	ND	ND	4.5	—	5.7	19.70
東後寮施放	ND	ND	5.8	—	12.1	23.45
蔗汁						
柳營對照	ND	ND	0.79	—	ND	3.18
柳營施放	ND	ND	0.85	—	ND	2.66
東後寮對照	ND	ND	0.66	—	ND	2.23
東後寮施放	ND	ND	0.45	—	ND	1.98

六、參考資料

1.台灣省政府. 1990. 肥料管理手冊. p. 24-26. 79-肥料管理—糧—02. 南投縣 (1990).

2.林鴻淇. 1988. 都市廢棄物在有機農業之利用. 有機農業研討會論文集. 行政院農委會等. 彰化縣 (1988).

3.陳世鏈等. 1994. 台灣糖業公司濃縮酒精醪液體肥料施放農場對環境及作物影響之研究. 台糖公司公安環保處83年度研究試驗報告.

4.雷通明、劉文徹、曾景山. 1994. 有機農法增進土壤地力方法之研究. 台糖糖研所82/83研究試驗報告：135-141.

5.楊盛行、隋婉君、魏嘉碧、陸之琳. 1982. 養豬場污泥之性質及其處理. pp. 267-283. 農業資材對環境之影響研討會論文集. 中華生質能源學會與台灣大學農化系.

6.環保署. 1994. 土壤品質基準—土壤重金屬含量分級基準之建立，總論，行政院環保署.

7.劉文徹、王百祿、陳健夫、曾景山、李松伍、謝德上、姚財寶、陳芳. 1992. 土壤防治之研究. 台灣糖業研究所80/81 年期研究試驗報告: 91-109.

8.劉黔蘭、廖悅玲、王銀波. 1994. 土壤與作物重金屬污染源之推定. 83年度土壤肥料試驗研究成果報告. 台灣省政府農林廳彙編.

9.謝順景、謝慶芳、林景和、徐國男. 1992. 長期施用家畜排泄物堆肥對土壤及作物之影響. 農業資材對環境之影響研討會論文集. p. 179-194. 中華生質能源學會與台灣大學農化系. 台北市 (1992).

10.Alloway, B. J. 1990. Soil processes and the behavior of metals. In B. J. Alloway (ed.) Heavy Metals in Soils. USA and Canada: Halsted Press. pp. 7-28.

11.Chaney, R. L. 1973. Crop and food chain effects of toxic elements in sludges and effluents. In Recycling Municrpal Sludges and Effluents on Land. Nat. Assoc. St. Univ. and Land-Grant Coll., Washington, D. C., pp. 129-141.

12.Chino, M. 1981. Uptake-transport of toxic metals in rice plants. In K. Kitagishi and I. Yamane(eds). Heavy Metal Pollution in Soils of Japan, Japan Sci. Soc. Press. Tokyo, Japan. pp. 81-91.

13.Dowdy. R. H., and W. E. Larson. 1975. The availability of sludge borne metals to various vegetable crops. J. Environ. Qual. 4: 278-282.

14.Hsieh, S. C. and C. F. Hsieh. 1990. The Uses of organic matter in crop production. International Seminar on the Use of Organic Fertilizers in Crop Production., FFTC/ASPAC, pp. 1-1～1-28.

15.Holtzclaw, K. M., D. A. Keech, A. L. Page, G. Sposito, T. J. Ganje, and N. B. Ball. 1978. Trace metal distributions among the humic acid, the fulvic acid and precipitable fractions extracted with NaOH from sewage slugdes. J. Environ. Qual. 7: 124-127.

16.Jacobs, L. W. 1990. Potential hazards when using organic materials as fertilizers for crop production, Food Fertilizer Technology Center, Department of Crop and Soil Sci., Michigan State University, East Lansing, Michigan, USA. Extension Bulletin NO. 313:1-29.

17.Kabata-Pendias, A., and H. Pendias. 1989. Trace elements in plants. In A. Kabata-Pendias and H. Pendias (eds.) Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, Florida, USA. pp. 51-109.

18.Logan, T. J., and R. L. Chaney. 1983. Utilization of municipal wastewater and sludge on land. In A. L. Page et al.(eds.) Utilization of municipal wastewater and sludge on land. University of California, Riverside, USA. pp. 253-323.

19.USDA. 1978. Improving soils with organic wastes. U. S. Dept. of Agriculture, Washington, DC. p. 157.

20.Yang, S. S., 1994. Composts and agricultural production in Taiwan Soils and Fertilizers in Taiwan. The Chinese Society of Soil and Fertilizer Sciences, Taiwan. pp. 29-62.

Relationships between organic-fertilizer application and heavy-metal accumulation in soils and uptake by crops

W. C. Liu[a], S. W. Li[a], Y. P. Wang[b]

Abstract

According to the sources, the organic fertilizers applied to agricultural land in Taiwan recently, are grouped into livestock wastes-feces and urine excreted by swine; animal manures; municipal wastes-sewage sludges and urban waste composts; agricultrual wastes-bagasse and crop residues; and industrial organics-alcoholic slop. The heavy-metal concentrations in organic fertilizers depend on the organic meterials used. Application of organic fertilizers to agricultural land could supply the micronutrients to crops, but the problems induced by heavy-metal overloading and inproper soil-management of land, which could lead to the heavy-metal accumulation in soils and cause phytotoxicity on crops, need to be considered. Zinc, copper, and nickel in livestock manures, municipal refuses, sewage sludges, and agricultural composts causing phytotoxicity have been identified. The extent of heavy-metal accumulated in soils depends on both input-output balance of heavy metals and soil characteristics applied. Soil characteristics, heavy metal concentrations in soil solutions and kinds of organic fertilizers used all affect the uptake of heavy metals by plants. Different varieties of crops have different metal-uptake, even in the same environment. In order to protect the land resources, chemical analysis of applying organic fertilizers needs to be carried out, annual loading rate and maximum cumulative amount of heavy-metal need to be controlled.

[a]: Taiwan Sugar Research Institute

[b]: National Chung-Hsiung University

有機質肥料之氮素礦化量預測

莊作權[1] 張宇旭[2] 陳鴻基[3]

摘要：為保育土壤及保護環境，以有機質肥料來代替大部份或全部化學肥料為現階段先進國家的主要農業發展新方向。本研究旨在探討有機肥料在輪作及土壤不同條件下之氮礦化及作物之利用性，繼以瞭解究竟可提供多少氮素以取代化學肥料。

依據孵育期間堆肥之最高礦化氮量換算成堆肥施用量進行盆栽試驗，由本試驗植体吸收之氮、磷、鉀量反應出堆肥之肥效，有效性氮釋出量以化肥處理最高 (392.3 mg/kg)，豬糞堆肥次之 (204.8 mg/kg)，對照組最少 (110.3 mg/ kg)。孵育期間之最高礦化氮百分率，豬糞堆肥和垃圾堆肥分別為 12.2% 及8.5 %，而礦化潛能 (Mineralization potential, No) 則是豬糞堆肥 (210 mg/kg)>垃圾堆肥 (155 mg/kg) >空白處理 (101 mg/kg)；依據孵育期間堆肥之最高礦化氮百分率換算成堆肥施用量進行盆栽試驗，由植体吸收之氮、磷、鉀量反應出堆肥之肥效，其結果以全量豬糞堆肥者居首，分別是 428, 69.3及762.9 mg/pot ，垃圾堆肥最差，特別是磷的供應。

玉米盆栽試驗，於收穫期 (R6) 採土壤及植体樣品，分析其全氮、^{15}N 含量，藉以推算來自不同氮源之氮素含量。本試驗結果顯示來自化學肥料者約佔63～72 %，豬糞堆肥者約佔 16～20 %，垃圾堆肥者約佔 5～18 %，而來自土壤之供氮能力，約 27～40 % 不等。

關鍵詞:有機質肥料,礦化作用, 氮素預測

前　言

台灣位於亞熱帶及熱帶地區，氣候高溫多濕，再加上高度密集耕作，使土壤有機質之分解加速，造成土壤有機質低落，影響土壤生產力(2)。依據台灣地區禽畜排泄及主要養分生產量觀知，由豬、雞、牛三者排泄物之氮磷鉀含量十分可觀，分別相當於台灣地區化學肥料年度銷售量之45.5 % N，173.7 %P_2O_5及90.1% K_2O，如此龐大的有機廢棄物，只有農地可以同時消除污染並接納利用其資源價值(9)。有機質材的施用，不但可提供大量氮源減少化學肥料的用量，更可提升產品品質，近年來已漸為農民所使用(6)。施用的有機質材，必須經微生物分解礦化後，始可供作物利用，唯因來源及製造方法的不同，故其成份及肥效並非相同(14,15)。現今對氮肥的需要量乃靠實驗相關性求得，不能完全預估各種不同土壤之氮需求量。一般對於有機質肥料施用量乃憑以往經驗或按其全氮量計算，而對其肥效無法真正予以評估。故以科學方法決定有機質肥料之正確施用量及評估其肥效乃是本研究之主要目標。

目前評估有機肥料養分與供應能力，擬以室內孵育測定礦化量及礦化速率為主。但欲探究其

---

[1] 國立中興大學土壤環境科學系教授，臺中市國光路250號
[2] 嘉泰企業股份有限公司副理，臺北市
[3] 國立中興大學土壤環境科學系助教，台中市國光路250號

肥效，應從評估其對作物生長之影響及有機氮的釋放，亦即氮的礦化速率(14)及利用率或有效程度，以盆栽試驗模擬輪作制度下施用不同有機質肥料之肥效作一探討，且藉由玉米、水稻之盆栽試驗，以^{15}N標識的尿素、豬糞堆肥、垃圾堆肥之不同處理，來估算不同氮源供應氮的能力及作物吸收的情形。依據孵育期間之最高礦化氮百分率換算成堆肥施用量，再進行玉米盆栽試驗予以驗證。經由植體的吸收及土壤殘留之有效養分來估算有機質肥料供應氮、磷、鉀之能力。

材料與方法

一、盆栽試驗(利用^{15}N標識尿素及堆肥)

(一)試驗材料

1.供試土壤

本研究土壤採自設置於台南農業改良場、高雄農業改良場及台中中興大學土壤系實習農場(土壤系系館旁)三地之試驗田。其土類分別屬於砂頁岩老沖積土南州系、粘板岩老沖積土長興系、砂頁岩非石灰性沖積土大里系供試土壤採自三處試驗田旁之表土土壤(0-20cm)，未受現行耕作制度之影響，本文中分別以代號：台南農業改良場(TN)、高雄農業改良場(KS)及台中中興大學土壤系實習試驗田(CH)表示。土壤於採樣後立即過篩(5 mm)，隨後裝盆以供盆栽試驗，部分經風乾後磨碎、過篩(2 mm)以供室內孵育礦化試驗及土壤理化性質分析使用。有關供試土壤之理化性質列於表一。

表一、供試土壤之理化性質

Table 1. The physical and chemical properties of soils

	台南(TN)	高雄(KS)	興大(CH)
質地	砂壤土	坋質壤土	壤土
陽離子交換容量 (cmole/Kg)	5. 7	7. 4	10. 1
pH 值	6. 9	6. 5	6. 1
有機質(g/ Kg)	9. 7	13. 3	16. 0
有機碳(g/ Kg)	4. 9	5. 5	8. 3
全氮(g/ Kg)	0. 68	1. 14	1. 02
Bray 1-磷 (mg/Kg)	19. 8	9. 3	6. 9
NH_4 OAc-交換性鉀 (mg/Kg)	136. 4	39. 2	58. 5

2.作物品種

玉米以台農 351 號(TNG351)；水稻以台農 67 號(TNG67) 爲供試作物。

3.供試肥料及作物殘體

(1) ^{15}N 標識尿素[($^{15}NH_2)_2CO$]：係由南非共和國 Soil and Irrigation Research Institute Dr. A.D.P. Botha 所提供，其 ^{15}N 含量爲 5 atom%，經稀釋成 2.5 atom% 以備用。

(2)化學肥料：

氮肥：尿素(45% N)，磷肥：過磷酸鈣(18% P_2O_5)，鉀肥：氯化鉀(60% K_2O)

(3)有機質堆肥：(化學性質見表二)

表二、供試堆肥之化學性質

Table 2. Some chemical characteristics of composts

	豬糞堆肥	垃圾堆肥
pH值	5.9	7.1
有機質 (g/Kg)	557	106
有機碳 (g/Kg)	264	87
C／N	10	16
全氮 (g/Kg)	25.6	5.6

豬糞堆肥－購於南投縣草屯鎭愛根肥料廠生產之有機肥，水分含量30～46%，全氮量 1.0～2.5%不等。

垃圾堆肥－購於彰化縣溪湖鎭豐富有機肥料廠生產之有機肥，水分含量5～15%，全氮量 0.47～0.57%不等。

(4)作物殘體：

盆栽試驗玉米植體自 ^{15}N 標識尿素吸收了 ^{15}N，收穫後移去穗粒及根部，採集地上部殘體，置於70℃烘箱，烘乾 3～4 天後磨成碎片 (約 1 公分)，如此便成均一 ^{15}N 標誌之作物殘體。

4.供試土壤之理化性質分析方法

(1)pH值：土：水＝1：1 (W/V)以玻璃電極法測定

(2)粒徑分析：Bouyoucos 比重計法

(3)質地：依U.S.D.A.法

(4)陽離子交換容量(CEC)：1 M醋酸銨法(pH 7.0)

(5)有機質：重鉻酸鉀氧化法測定

(6)有機碳：以乾燒法(Dry Combustion)測定

⑺全氮量：Kjeldahl法

⑻有效性

氮：2M KCl抽出Kjeldahl法測定

⑼Bray-1磷：Bray No.1法

⑽交換性鉀：1M醋酸銨法(pH 7.0)

⑾土壤中^{15}N含量：委請南非土壤灌溉研究所利用^{15}N質譜儀分析

5.有機堆肥化學性質分析方法

⑴磨碎後過篩(0.5 mm)，置於70℃烘箱烘24小時，用鄰羥基苯甲酸和硫酸配製而成的分解劑，以溼式灰化法分解，用蒸餾法測全氮，鉬藍法測全磷含量，火焰光度計測定全鉀含量。

⑵有機堆肥經風乾磨碎後過篩(2 mm)，依土：水＝1：1 (W/V) 玻璃電極法測其pH值。

⑶以重鉻酸鉀氧化法測有機質含量。

⑷以乾燒法(Dry Combustion)測有機碳含量。

⑸ ^{15}N 含量委請南非土壤灌溉研究所利用 ^{15}N 質譜儀分析。

㈡試驗方法

本試驗乃基於氮肥在同一水平下，以標識 ^{15}N 的尿素 (2.5 atom％)及有機堆肥進行盆栽試驗，藉由土壤殘留氮量及植體的吸收反應來推算土壤、有機堆肥及標識^{15}N尿素三種不同氮源之氮素供應能力。並依據孵育期間之最高礦化氮量推算有機堆肥的用量，以未植過之土壤重新裝盆(三公斤土)，不再施用^{15}N標識尿素進行另一作玉米盆栽試驗，期能以Nontracer的方法來評估有機堆肥之氮供應能量，以提高施用有機質肥料之效益。

I、玉米盆栽試驗(一)(15公斤栽培盆)

1.以直徑27公分高30公分之栽培盆分別填裝台南、屏東及中興大學三處土壤各15公斤，採五個處理四個重覆，共60盆，其中第IV重覆不施用^{15}N尿素。

2.肥料用量依一般施肥量N：P_2O_5：K_2O=160：80：120公斤／公頃換算。

3.試驗處理

處理一：全量 ^{15}N 化肥(8.7克尿素／盆)

處理二：半量 ^{15}N 化肥(4.35克尿素／盆)＋半量
豬糞堆肥(312.5克／盆)

處理三：全量豬糞堆肥(625克／盆)

處理四：半量 ^{15}N 化肥(4.35克尿素／盆)＋半量
垃圾堆肥(800克／盆)

處理五：全量垃圾堆肥1600(克／盆)

各處理間除氮素來源不同外，磷、鉀肥均等量施用，以確保作物生長期間大量元素不虞缺乏。

4.栽培方法

土壤與肥料均勻混合後裝盆，加水調整水分含量至田間容水量之60％，兩天後等表土稍乾進行播種，待株高約10公分時疏拔成兩株，V_4期再拔除一株，僅留一株至收穫。

5.土壤採樣及分析

(1)於植前及收穫期採土壤樣品，測其 pH 值、有機質含量、有效性氮 [(NH_4^+-N) + (NO_3^--N) + (NO_2^--N)]、全氮量及 ^{15}N 含量。

(2)採得之新鮮土壤經混勻，稱取5 克土樣加入50毫升2M之KCl 振盪一小時，過濾後以 Kjeldahl 蒸餾法[17]測其土壤有效性氮，並測土壤水分含量以供校正。

(3)風乾土經磨碎後過2mm 篩，以土：水=1：1(W/V)玻璃電極法測土壤pH值。

(4)過 2mm 篩之土樣置於 105℃ 烘箱烘 24 小時後，以溼式灰化法[18]分解測其土壤全氮量。

(5)土樣經磨碎過0.5mm 篩後，以重鉻酸鉀氧化法測其土壤有機質含量。

(6)土壤中^{15}N含量委請南非土壤灌溉研究所利用^{15}N質譜儀分析。

6.植體採樣及分析

(1)收穫期採植體樣本，分成穗粒、地上部及根部三部分，經洗淨置於70℃烘箱烘72 小時，取出分別稱其乾物重，磨碎後測其氮及^{15}N含量。

(2)分解劑之配製：取18ml蒸餾水置於250ml的三角瓶中，在冷卻的條件下加入100ml 濃硫酸，然後在磁石攪拌下加入6克鄰羥基苯甲酸即可。

(3)磨碎後之植體以鄰羥基苯甲酸配製的分解劑溼式灰化法之後，用蒸餾法測其全氮量。

(4)植體中^{15}N含量委請南非土壤灌溉研究所利用^{15}N質譜儀分析。

II 、玉米盆栽試驗(二)(三公斤栽培盆)

1.以直徑17公分高20公分之栽培盆分別塡裝台南、屏東及中興大學三處土壤3公斤，採六個處理四個重覆共72盆，其中第IV重覆不種植作物，以觀測土壤及肥料礦化之情形。

2.化學肥料用量依一般施肥量 N：P_2O_5：K_2O＝160：80：120公斤／公頃，堆肥用量則根據室內孵育期間之最高礦化氮百分率換算。

3.試驗處理

處理一：空白處理，不施任何肥料

處理二：全量化學肥料 0.7克尿素、0.89克過磷酸鈣、0.4克氯化鉀／盆

處理三：半量化肥0.35克尿素、0.45克過磷酸鈣、0.2克氯化鉀／盆＋半量豬糞堆肥115克

處理四：全量豬糞堆肥231克(不施P、K肥)

處理五：半量化肥0.35克尿素、0.45克過磷酸鈣、0.2克氯化鉀／盆＋半量垃圾堆肥392克

處理六：全量垃圾堆肥785克(不施P、K肥)

4.栽培方法

土壤與肥料均勻混合後裝盆，加水調整水分含量至田間容水量之60％，兩天後等表土稍乾後進行播種。發芽出土長至約10公分時疏拔成一株，每兩天澆水一次以維持水分不虞匱乏，待抽穗期前採植體及土壤樣品，植體則分成葉、桿、根三部分進行分析。

5.土壤及植體分析項目及方法如玉米盆栽15公斤栽培盆試驗。

二、肥料N^{15} aboundance 及肥料氮回收率之計算[8,10]：

A.肥料N^{15} aboundance 之計算

$$A^1 = A_0 E$$

式中

A_1爲混合肥料所欲稀釋成的N^{15} % excess

A_0 爲原先含高量 ^{15}N atom% excess之肥料

E 爲最終混合肥料中所有N 原子來自高量 ^{15}N atom %肥料之比例，1-E 則爲 N 原子來自稀釋源(即自然界之 ^{15}N)的比例。

所以 Final pool At% ab.＝(Fert. At% ab.x Prop Fert.)＋(Initial pool At% ab.×Prop pool.)

式中 Final pool At% ab. 爲所欲稀釋之 atom %，但此值不可低於質譜儀之偵測限度。Fert. At% ab. 爲高量 ^{15}N atom%之肥料，Initial pool At% ab.爲稀釋源之 ^{15}N atom% 一般爲 0.366atom%，Prop Fert.爲最終混合肥料中所有N 原子來自高量 ^{15}N atom %肥料之比例，Prop pool.爲 ^{15}N 原子來自稀釋源(即自然界之 ^{15}N) 的比例。

B.肥料氮回收率之計算

$$\%\ N\ recovered = 100 \times \frac{p(c-b)}{f(a-b)}$$

式中

p 爲植體中 N 的莫耳數

f 爲肥料中 N 的莫耳數

c 爲植體中 ^{15}N atom%

a 爲肥料中 ^{15}N atom%

b 爲在未施肥土壤區植體中之 ^{15}N atom% ，通常假設爲0.366 atom%

C.礦化潛能之估算：

礦化潛能(Mineralization Potential, No)可依下列程式計算(Stanford and Smith,1972)：

$$1/Nt = 1/No + b/t$$

式中

Nt 爲在特定孵育期間之累積礦化氮量，ppm

t 爲孵育時間，weeks

b 爲斜率

No 爲礦化潛能，ppm N

依此式可找出No估計值。

假設礦化速率與潛在之可礦化氮量成正比，則可表成下式：

$$\frac{dN}{dt} = -kN$$

積分後表示成

$$\log(No-Nt) = \log No - k/2.303\ (t)$$

式中

log(No-Nt)爲各孵育期間之氮殘留量的對數值

k 爲礦化速率常數(Rate constant)

t 爲各孵育期

以No估算值附近的幾個數值作逐步迴歸，找出r^2 最高者之No值即眞正的礦化潛能。

三、孵育礦化試驗

1. 供試土壤採自台南改良場、高雄改良場及中興大學三處試驗田，經風乾磨碎過2mm 篩後裝於塑膠瓶中備用。
2. 試驗處理

   處理一：空白處理，10克土(不加任何肥料)

   處理二：10克土＋尿素0.0058 克／瓶

   處理三：10克土＋豬糞堆肥0.4167 克／瓶

   處理四：10克土＋垃圾堆肥1.0667 克／瓶

   本試驗肥料用量依盆栽肥料施用量換算，採三種土壤、四種處理、三個重覆及六個孵育期，共計216 組合。
3. 稱取三種不同土壤10克與上述處理之肥料用量，置於125 ml三角瓶中充分混勻，調節水分至飽和容水量之60％，以錫箔紙加蓋後稱重分別記錄其重量。
4. 置於35℃孵育箱中孵育，每隔兩天加水一次補充蒸發之水分，並維持一定的重量。
5. 於第0, 2, 4, 8, 12, 16 週分別取出，以2M KCl抽取用蒸餾法測其有效性氮含量。

結果與討論

一、有機質肥料之氮礦化及礦化潛能與速率常數

有機質肥料氮礦化試驗乃利用豬糞堆肥、垃圾堆肥於室內孵育箱進行，並配合化學肥料及空白處理，其目的主要是了解不同有機質肥料之礦化作用及礦化氮量隨孵育時間之變化趨勢，進而評估有機質肥料之氮釋放速率。圖一顯示，三種不同土壤均以化肥處理之有效性氮含量最高，然後依次爲豬糞堆肥、垃圾堆肥與空白處理。化肥處理之有效性氮最高乃因尿素是速效性的，很容易水解而釋出氮，尤其是在前兩週，在中興大學土壤甚至到達350 mg/Kg。莊等(1989)指出，尿素態氮施用到土壤中轉化成交換性氮的速率，隨溫度增加而加快，於35℃下孵育之大里系及柳營系土壤，交換性氮含量於孵育後第一天及第二天分別達到最高濃度，而於25℃下孵育時，則至孵育後第五至八天始達最高濃度。王及莊(1987)亦指證加入土壤中的尿素在30℃下孵育，兩天即可完全水解，而於20℃時則需六天，此乃受土壤中的尿素水解活性支配。本試驗於尿素施用後二週採樣分析，所測得之氮爲有效性氮累積含量，雖無法確知何時達到最高濃度，但無庸置疑地尿素在前兩週內即快速水解釋出有效性氮。

豬糞堆肥最初之有效性氮含量很高，土壤中微生物族群大量繁殖，利用有效性氮以合成体質，所以在前兩週有生物固定化現象發生。Chae 與 Tabatabai (1986) 進行之動物堆廄肥礦化試驗結果指出，在最初期間沒有礦化或僅有少量礦化，甚至到達第4週，最大礦化速率則在4～12週，爾後則呈平穩礦化之趨勢。Castellanos 與 Pratt(1981) 的堆肥礦化試驗中指出一乳牛廄肥 (氮含量2.0 %，C/N 約15.9)，於前四週仍有生物固定化現象，因此其盆栽在第一次收穫時，產量甚至低於空白處理者。本試驗採用之豬糞堆肥其氮含量2.5%，C/N 約 10，在前兩週雖有固化發生，但隨之以較快的速率分解礦化釋出無機態氮。

垃圾堆肥(全氮含量只有0.56％，C/N 約21)最初有效性氮含量很低，僅大於空白處理少

許，但其礦化速率主要在前兩週較快，隨後則緩慢持續性的礦化，至孵育期結束大約有 8.5％被礦化，如此低的礦化百分率可能與其低氮含量有很大的關係。單就基質本身之C/N 及氮含量，尙不足以作爲分解作用之指標，在分解與礦化的預測上，須再將木質素含量及碳水化合物含量等因素計入。空白處理在16週孵育下，其礦化趨勢與垃圾堆肥者相當一致，礦化速率亦是前兩週較快，爾後則較爲平緩。

將化肥、豬糞堆肥及垃圾堆肥處理扣掉空白處理所得，乃不同肥料在不同孵育期間之累積淨礦化氮量(圖二)。在孵育開始時，豬糞堆肥之有效性氮含量最高(100mg/Kg以上)，隨後因微生物生物固定化而減少，之後再緩慢礦化釋出(remineralization)，可見豬糞堆肥的施用不但可當速效性肥料，在作物生長期適時的供給養分，亦可當緩效性肥料以提昇土壤肥力。從最初期至第2 週豬糞堆肥之有效性氮含量降低許多，除了生物固定化外，亦可能經由揮失的途徑損失。化肥處理在孵育最初期尙未水解或尿素 還沒發揮效用，因此其有效性氮含量很低，几乎爲零，之後尿素快速水解，有效性氮含量急遽上升，在第二週時水解速率達最高，往後雖水解仍繼續進行，速率已較爲緩和，有效性氮累積量或增或減，但變化並不明顯。至孵育期終結，其有效性氮大約有90％以上來自前兩週之水解，結果雖與前述(莊等，1978)施用尿素在兩天內即可完全水解有些出入，可能因採樣日期差異之故。

垃圾堆肥處理之氮礦化則以緩慢之速率進行，在高雄土壤從孵育最初到第16週有效性氮逐漸累積，至孵育終結達最高量約43 mg/Kg，相當於8.1％的氮被礦化。台南土壤之最高礦化氮累積量(36.7 mg/Kg)則出現在第8 週，約可礦化出6.9 ％，8 週以後因微生物族群繁殖消耗部份無機態氮而逐漸地降低。興大土壤則在第12週(56.7 mg/Kg)其礦化氮百分率約10.6％，可能由於興大土壤質地屬壤土，在適當水分及溫度下可礦化出較多的氮，隨後在孵育終結又因微生物固化而降低。台南、高雄和興大三處土壤之空白處理礦化情形頗爲一致，均隨孵育時間而逐漸增加，至孵育期結束，其礦化氮百分率分別爲 11.7, 7.8 和9.1 ％。整體而言，影響氮素礦化的因子很多，本試驗已控制了水分、溫度兩項因子，除了與基質之組成分有很大的關係外，土壤質地亦扮演一重要角色。如豬糞堆肥在台南土壤孵育下，至孵育期結束，其礦化氮累積量几乎是化肥處理之一半，原因可能是其質地較砂，通氣較佳，環境適合微生物族群生長，有利礦化作用的進行。反觀高雄及興大土壤，其豬糞堆肥和垃圾堆肥之淨礦化氮累積量甚至不及空白處理。空白處理之礦化趨勢，三種土壤雖頗爲一致，不過其礦化氮百分率仍以台南土壤最高，約11.7％，可見土壤本身之供氮容量是不可忽視的氮源。

利用好氣孵育試驗於不同期間所得之礦化氮，代入Stanford(1972)提出之運算式中，可計算不同處理的礦化潛能(mineralization potential,No) 。今將化肥處理亦視爲有機物，計算所得如表三所示。土壤質地不同，有機物之礦化潛能亦互異，空白處理以興大土壤最高(121ppm)，化肥處理及垃圾堆肥亦是以興大土壤居冠，分別是419ppm 、190ppm，而豬糞堆肥則以台南土壤表現較佳，礦化潛能爲227ppm。若不分土壤，僅就處理間的差異比較，則化肥處理＞豬糞堆肥＞垃圾堆肥＞空白處理。若將化肥處理、豬糞堆肥及垃圾堆肥之礦化潛能與空白處理比較，依序大約是空白處理的4 、2 及1.5倍。空白處理中以台南土壤(82 ppm)最低，其原因可能與其土壤全氮、有機碳、有機質含量有關，均是三種供試土壤中之最低者所致。Saito 與 Ishii (1987) 指出氮礦化潛能與土壤全氮含量有關，土壤全氮含量愈高，其礦化潛能愈大，但並無一定比例關係，而且有加堆肥處理者其礦化潛能要較未加堆肥處理者高出2～3倍左右。將礦

化潛能(No)代入log(No-Nt)=logNo-k/2.303(t) 中，求得斜率再乘 2.303 即可得表四之礦化速率常數 (Mineralization Rate Constant, k)。不同土壤及不同處理間所得礦化速率常數變異很大，可能是本試驗所採用之孵育方法與前人(Stanford, 1972; Castellanos 與 Pratt, 1981; Cabrera 與 Kissel, 1988) 採用之淋洗管淋洗以獲取礦化氮量，再逐次累加的方式不同所致。整體而言，以興大土壤之k值較大(0.307)，處理間以化肥處理之k 值較小(0.023～0.192)，究其因乃尿素在孵育期之前二週已幾乎完全水解，爾後之變化不大，故導致所求礦化速率常數偏低。因此礦化潛能愈高，通常其供氮容量亦愈大，但仍須配合礦化速率及作物生長期所需，方能眞正評估有機質肥料之肥效，否則空有很大的礦化潛能，若礦化速率很低，恐有供不應求之虞。

表三、三種不同土壤之礦化潛能(Mineralization potential,No)
Table 3. Mineralization potential of three different soils

處理	台　南	高　雄	興　大
	ppm		
空白處理	82	101	121
化肥處理	374	392	419
豬糞堆肥	227	180	221
垃圾堆肥	131	144	190

表四、三種不同土壤之礦化速率常數(Mineralization rate constant, k)
Table 4. Mineralization rate constant of three different soils

處理	台　南	高　雄	興　大
	$week^{-1}$		
空白處理	0. 17	0. 172	0. 307
化肥處理	0. 062	0. 023	0. 192
豬糞堆肥	0. 156	0. 083	0. 313
垃圾堆肥	0. 041	0. 301	0. 259

二、^{15}N 肥料估算有機質肥料氮素礦化量之探討

本試驗以^{15}N標識尿素進行盆栽試驗，利用不同處理及植體吸收氮素反應上，由玉米植體^{15}N含量來推算其來自化學肥料之氮量，並進而估算來自不同有機質肥料之氮素含量，評估其供氮能力，結果所得見表五、六。植體各部氮含量以穗粒最高(1.66～2.31%)，地上部(含葉和桿)及根部則差異並不大，處理間植體各部氮含量則以化肥處理最高，半量堆肥半量化肥次之。植體各部位吸收^{15}N的含量仍以穗粒居多，Wagger[20]等 指出，在作物各部分所含^{15}N atom%，小麥以其穀粒、高梁則以穗粒含量最高，而穗粒主要的氮來源有 (1)葉、莖、

根的再分佈(redistribution) (2)後期直接由土壤吸收。處理間植體各部^{15}N atom％，以第一處理最高，含1.68～1.96atom％，因爲其氮源主要來自^{15}N標識尿素及土壤，因此吸收^{15}N量較多。而第二、四處理的氮源，除了^{15}N標識尿素及土壤外，尙有來自豬糞堆肥、垃圾堆肥者，因此植體吸收來自^{15}N標識尿素則較少。然在三種不同的土壤中，植體^{15}N atom％在第四處理要高出第二處理少許，此乃垃圾堆肥中氮的有效性較豬糞堆肥來得低，因此植體吸收氮素要比豬糞堆肥處理者較易於吸收有效性高的^{15}N化肥。

表五、盆栽玉米收穫植体乾物重及氮、^{15}N含量

Table 5. Dry matter, N and ^{15}N content of various plant parts in corn pot

處理	植体乾物重 地上部	穗粒	根	植体氮含量 地上部	穗粒	根	植体^{15}N含量* 地上部	穗粒	根
	--------- g/pot ---------			--------- % ---------			--------- atom % ---------		
TN-1	80.72	50.84	13.78	0.79	2.19	0.89	1.70	1.87	1.69
TN-2	81.55	59.55	19.29	0.61	1.66	0.70	1.20	1.36	1.05
TN-4	105.12	53.73	17.73	0.48	1.93	0.68	1.41	1.63	1.41
KS-1	77.75	44.08	15.72	0.98	2.31	1.41	1.84	1.96	1.93
KS-2	73.24	42.44	15.68	0.64	2.01	1.30	1.31	1.43	1.36
KS-4	66.99	31.86	18.80	0.75	2.14	1.06	1.46	1.60	1.50
CH-1	77.03	49.27	11.53	1.14	2.15	1.13	1.68	1.74	1.70
CH-2	78.70	69.84	11.34	0.59	1.99	1.11	1.21	1.27	1.19
CH-4	97.74	77.47	15.12	0.64	1.81	0.86	1.28	1.38	1.28

*來自^{15}N標識尿素者

註：處理1.化肥處理

處理2.1/2化肥處理＋1/2豬糞堆肥

處理4.1/2化肥處理＋1/2垃圾堆肥

土壤：TN－台南農業改良場

KS－高雄農業改良場

CH－中興大學試驗田

由植體各部的^{15}N atom％含量，經過一連串的計算，可推算出氮肥之回收率(recovery rate,%)。不同土壤之不同處理其氮回收率亦不同，台南土壤第一、二、四處理回收率依次是31.6％、34.4％、44.2％，高雄土壤依序爲36.3％、35.7％、37.9％，而興大土壤則39.2％、41.2％及49.7％。一般作物對肥料的利用率並不高，尤以氮、磷爲甚。洪與劉更指出，水稻對氮肥利用率多低於30％，一般情形下，由土壤供應者佔70～80％，由肥料供應者僅佔20～30％。本試驗乃盆栽試驗免除一些損失途徑，又種植玉米，其吸收氮能力較水稻强，所以氮肥利用率較水稻來得高些。一般言之，全量化肥處理之回收率要較半量化肥處理低，此乃半

量化肥處理施用^{15}N標識尿素僅爲全量化肥之一半，且植體各部^{15}N atom% 含量處理間相差並不大，因此計算所得之回收率較高。第四處理的回收率較第二處理高，原因已於前述。而高雄土壤三處理間的回收率差異很小，可能與其質地(坋質壤土)較粘、有機質較高有關。Wagger[20]等人在坋質壤土種植一作的高粱後，由氮素平衡求出氮的回收率爲36.5+3.7%，顯示有較多量的無機態氮及有機氮殘存於土壤中，此結果與高雄土壤頗爲吻合。

表六、植体對不同氮源之氮吸收率

Table 6. The ratio of nitrogen uptake in plant from different nitrogen sources

處理	植体氮吸收量 (g/pot)	化學肥料	土壤	堆肥
		%	%	%
TN-1	1.873	67.5	32.5	—
TN-2	1.610	43.1	37.8	19.1
TN-4	1.634	55.5	37.3	7.2
KS-1	2.003	72.5	27.5	—
KS-2	1.522	47.8	36.2	16.0
KS-4	1.380	54.9	40.0	5.1
CH-1	2.054	63.0	37.0	—
CH-2	1.982	41.5	38.4	20.1
CH-4	2.154	46.1	35.3	18.6

註：處理1.化肥處理

處理2.1/2化肥處理＋1/2豬糞堆肥

處理4.1/2化肥處理＋1/2垃圾堆肥

土壤：TN－台南農業改良場

KS－高雄農業改良場

CH－中興大學試驗田

由植體^{15}N atom% 含量可推算植體氮來自^{15}N肥料之百分率，再乘上植體各部含氮量即爲植體來自^{15}N肥料之氮量，再由植體含氮總量扣除來自^{15}N肥料之氮量，即爲來自土壤或其他氮源之氮量。在此必須有一前提，假設各處理間在同一氮量水平下，其點燃作用是一致的。如此第一處理由植體總含氮量扣除來自^{15}N肥料之氮量，即爲來自土壤所供應的氮素，第二、四處理由植體總含氮量扣掉來自^{15}N肥料之氮量，再扣除來自土壤本身之氮量，即是由豬糞堆肥、垃圾堆肥所供應的氮量，藉此來評估堆肥之供氮能力，所得結果如表六所示。在台南、高雄土壤，其植體全氮吸收量以化肥處理最高，興大土壤則是半量化肥半量堆肥居首。植體對於不同氮源之吸收率，主要來自化學肥料(41～72%)，其次是土壤(27～40%)，再其次才是堆肥處理(5～20%)。詹等[8]指出，甘蔗吸收氮肥來自土壤氮素者佔百分之八十以上，而

其氮素來源均由土壤有機氮礦質化而來。因此土壤是作物吸收氮素的主要來源。就植體對化學肥料的吸收率而言，仍以化肥處理(63～72％)之吸收率最高，其次爲半量化肥半量垃圾堆肥(46～55％)及半量化肥半量豬糞堆肥者(41～48％)，其原因乃作物較易吸收有效性高的化學氮肥。詹指出，在田間條件下，一般水稻基肥的氮吸收率約30～40％，追肥則約60～70％，盆栽試驗以^{15}N同位素測定之基肥氮吸收率約50％左右。本試驗爲玉米盆栽試驗，而玉米吸收氮的能力遠較水稻爲强，故其氮吸收率最高可達72％。至於植體對土壤氮素之吸收率，則因質地及處理的不同而頗有差異，大約爲27～40％不等。詹等(8)應用^{15}N標識尿素研究甘蔗吸收氮來自土壤佔80％，來自肥料少于20％，而Reddy和Patrick(16)應用^{15}N標識NH_4-N，發現一作水稻可回收50％，存予土壤約有20％。若以植體對土壤氮素的吸收量而言，則以興大土壤表現最佳，此乃其具有較高全氮量及有機質使然。

再就植體對堆肥氮素之吸收率而言，台南和高雄土壤之半量化肥半量豬糞堆肥處理(16～19％)遠大於半量化肥半量垃圾堆肥處理(5～7％)，顯示豬糞堆肥之供氮能力大約是垃圾堆肥者之三倍。興大土壤中，植體對垃圾堆肥氮素吸收率高達18％，原因可能是盆栽土壤係採自興大試驗田之保護行土壤，此前已經過三年長期的垃圾堆肥肥力試驗，雖保護行土壤未施堆肥，然耕作、翻犁及水稻之栽培，無形中已孕育了較高之土壤肥力，可由其土壤含較高的有機質及全氮量略見端倪。因此來自化學肥料氮素減少(46％)，而植體氮素吸收量仍然最高(2.154g)，導致植體對垃圾堆肥吸收率偏高，故對所施用垃圾堆肥之供氮能力會有高估現象。

結　論

利用^{15}N標識尿素及不同的有機質材進行盆栽試驗，由反應至玉米植體氮吸收量來推算其對不同氮源之氮吸收率。結果顯示來自化學肥料者約佔63～72％，豬糞堆肥者約佔16～20％，垃圾堆肥者約佔 5～18％，而不同土壤其供氮能力不同約27～40％，可見土壤的供氮能力仍是不可忽略的來源。水稻盆栽加入玉米殘質的處理，由於大量土壤氮素在玉米殘體分解過程中被微生物消耗，植體乾物重及氮素吸收量均被抑制而偏低，因此將作物殘株翻入土壤，必須於下作種植前一段時間犁入，降低其C/N ，以免作物生長早期有缺氮之虞。

依據孵育期間最高礦化氮百分率換算成堆肥施用量之盆栽試驗結果顯示，無論在植體氮、磷、鉀吸收上，亦或在土壤有機質、全氮量的貢獻上，均以全量豬糞堆肥居首，半量化肥半量豬糞或垃圾堆肥之處理表現次之，均與化肥處理相當，甚至超過化肥處理之效應。

綜合以上結果，倘欲以全量堆肥來完全取代化學肥料施用，其肥料需要量必是相當龐大，且經濟效益可能不及化學肥料。因此建議，有機質肥料的施用必須配合適量化學肥料，如此不僅符合經濟效益，亦可供應作物充分養分，更可長期厚植土壤肥力。

誌　謝

本研究承蒙農業委員會經費補助，特致謝忱。

參考文獻

1. 王文華、莊作權。 1987。 水田尿素深施對氮素在土壤中變化之影響。農林學報 38(1): 1-4。
2. 林滄澤。 1991。 不同有機物在土壤中養分釋放之研究。 國立中興大學碩士論文。
3. 洪崑煌、劉天斌。 1979。 不同時期所施肥料氮利用率與稻穀收量之關係。 國立台灣大學農學院研究報告。
4. 莊作權、趙震慶、郭銘寶。 1978。 台灣旱作土壤之尿素轉化作用: I.尿素施用量與大豆、玉米間作對土壤氮素及pH變化之影響。 農林學報27: 127-148 。
5. 莊作權、趙震慶、黃芸青。 1989。 土壤環境因子對尿素轉化作用之影響。 農林學報 38(1): 1-14。
6. 楊明富。 1991。 水稻玉米輪作制度下施用堆肥對土壤肥力及作物產量之影響。 國立中興大學碩士論文。
7. 詹元佑。1977。 應用N15 追蹤劑研究土壤礦化氮對水稻氮素吸收之影響。台灣糖業研究所研究彙報 76: 13-28。
8. 詹元佑、翁銅河、李進發。 1980。 應用N^{15} 探測氮肥對甘蔗之效應。臺灣糖業研究所 68/69 年期研究試驗報告 p.266-269。
9. 嚴式清。 1989。 畜牧廢棄物在有機農業之利用。 有機農業研討會專集 p .229-242。
10. Cabrera, M.L., and D.E. Kissel. 1988. Evaluation of a method to predict nitrogen mineralized from soil organic matter under field condition. Soil Sci. Soc. Am. J. 52: 1027-1032.
11. Castellanos, J.Z., and P.F. Pratt. 1981. Mineralization of manure nitrogen-correlation with laboratory indexes. Soil Sci. Soc. Am. J. 45: 354-357.
12. Chae, Y.M., and M.A. Tabatabai. 1986. Mineralization of nitrogen in soils amended with organic wastes. J. Environ. Qual. 15: 193-198.
13. Hauck, R.D., and J.M. Bremner. 1976. Use of tracers for soil and fertilizer nitrogen reserch. Adv. Agron. 28: 219-261.
14. Juang, T.C., and Y.S. Chang. 1992. Effect of application of compost and manure on crop growth, nitrogen mineralization and nitrogen uptake under rice-corn rotation. Soil and Fertilizer. p.18-39.
15. Olsen, R.J., R.F. Hensler, and O.J. Attoe. 1970. Effect of manure application, aeration, and soil pH on soil nitrogen transformation and on certain soil test values. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 34: 222-225.
16. Reddy, K.R., and W.H. Patrick. 1978. Residual fertilizer nitrogen in a flooded rice soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 42: 316-318.
17. Saito, M., and K. Ishii. 1987. Estimation of soil nitrogen mineralization in corn-grown fields based on mineralization parameters. Soil Sci. Plant Nutri. 33: 555-566.
18. Sims, J.T. 1986. Nitrogen transformations in a poultry manure amended soil: temperature and moist ure effects. J. Eviron. Qual. 15(1): 59-63.
19. Stanford, G., and S.J. Smith. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 36: 465-472.
20. Wagger, M.G., D.E. Kissel, and S.J. Smith. 1985. Uniformity of nitrogen-15 enrichment in differ ent plant parts and subsequent decomposition monitoring of labeled crop residues. Soil Sci. Soc. Am. J. 49: 1205-1208.

The Prediction of Nitrogen Mineralization of Organic Fertilizers

T.C. Juang[1] Y.S. Chang[2] H. J. Chen[3]

Abstract

It is well-known that the inadequate application of chemical fertilizers, especially Ammoniacal -N, is one of the main factors responsible for soil deterioration. In view of soil conservation and environmental protection the use of organic fertilizers substituting for chemical fertilizers, at least partly, has been suggested in industrialized countries. The objective of this paper was to study the mineralization potential of organic fertilizers and their contributions to nitrogen supply to soil and plant.

There series of experiments were undertaken. (1) Labelled-N^{15} (2.5 atom %), 4g-N/pot and 1.2 g -N/pot for corn and rice respectively, was used in pot experiments to evaluate the contribution of organic fertilizers to nitrogen absorption of crops in a growing season. (2) Different organic fertilizers (hog manure, municipal refuse compost) were added into soil with water content remained at 60% of water holding capacity and incubated at 35℃ for 16 weeks, soil exchangeable nitrogen was extracted with 2 M KCl to estimate the mineralization potential of theses fertilizers. (3) According to the results of experiment (2), two organic fertilizers were used in a pot (3 Kg of soil) experiment to evaluate their contribution to corn growth.

The results obtained from pot test of corn and incubation experiment may be summarized as follows:

Under aerobic incubation condition, the release of available nitrogen from different treatments were in order of chemical fertilizer(392.3 mg/Kg), hog manure(204.8 mg/Kg) and control (110.3 mg/Kg). The highest N mineralization rate(%) of hog manure and trash compost were 12.2% and 8.5%, respectively. The mineralization potentials also had the same trend, e.g.hog manure (210mg/Kg) > trash compost (155 mg/Kg) > control (101 mg/Kg). Based on the maximum N mineralization rate (%), the composts application rate were calculated and used in corn pot test. The effect of compost application on nitrogen, phosphorus and potassium uptake by plant,hog manure treatment had best response on plant uptake, e.g.428.0, 69.3and 762.9 mg/pot for N,P,K, respectively. Trash compost treatment was the worst,especially in supply of phosphorus.

Total N and ^{15}N content of soil and plant were analyzed after harvest(R6 stage) in corn-rice pot indicated that nitrogen uptake of plant from chemical fertilizer, hog manure and trash compost treatments were under the range of 63-72%, 16-20% and 5-18%, respectively. However N obtained from soil originally due to their supplying capacities were ranged from 27% to 40%.

Key Words: Orangic fertilizer, Mineralization, Nitrogen prediction.

---

1. Professor, Department of Soil Environment Science National Chung-Hsing University, Taichung, Taiwan 402, ROC.
2. Deputy Manager, Jie-Tay CO., LTD., Taipei, Taiwan, ROC.
3. Tutor, Department of soil Envirornent Science National Chung-Hsing University, Taichung, Taiwan 402,ROC

堆肥有效養分潛能估測之研究

蔡宜峰[1] 莊作權[2] 黃裕銘[3]

摘要：如能適當的估算堆肥的有效養分潛能(PAN, potentially available nutrient)，並巧妙地配合作物生育特性，將使堆肥的效益發揮至最恰當。本研究目的在於評估利用化學萃取法，估算堆肥有效養分潛能之可行性。供試之化學萃取劑包括1M $(NH_4)_2CO_3$, 0.1M NaOH, 1M Na_2CO_3 及1M $(NH_2)_2CO$ 等四種，經由多種有機材質製成的不同堆肥之玉米盆栽試驗結果顯示，利用碳酸銨萃取堆肥所得之可利用性有機氮量與施用相同種類堆肥之淨有效氮量可用$\ln Y=\ln a+b/X$(X：碳酸銨萃取堆肥之有效性氮潛力，Y：堆肥淨有效氮量) 迴歸程式描述碳酸銨萃取堆肥所得可利用性有機氮量與施用相同種類堆肥的淨有效氮量之關係，其相關性(r^2=0.673**)可達極顯著水準，因此碳酸銨萃取法以估測堆肥之有效養分潛力頗具可行性。

關鍵詞：堆肥、有效養分潛能

前 言

將有機廢棄物回歸于農田，已是現今消納有機廢棄物之重要方向之一。有機廢棄物經過適當處理以克服有毒重金屬及有機成分等限制因子後，不僅可以提供作物營養源，且有利於土壤的理化性及生物性之改善(21,23)。有機質所含化合物成分在土壤中經過微生物之礦化作用釋出無機養分。所以有機質礦化潛力即可定義為有機質有效養分潛力(Potentially Available Nutrient, PAN)(3,9)。有機質在土壤中的礦化作用受到許多因子影響，如土壤特性(質地、結構、有機質含量等)，降雨量、土壤環境(溫度、水分、pH值)、有機質本身特性、施用量及施用時期等(22,27)。現今已有例證顯示，長期施用單一有機質肥料，或一次過量施用有機質肥料，會造成土壤中某些養分含量失衡，而不利作物生長或形成二次污染(5,16)。所以審慎地估算有機質有效養分潛力，有助於經濟且有效地使用有機質肥料。一般有機質必須礦質化後才能釋出養分供作物吸收，其礦化釋出養分太早、或累積太多、或待作物生長旺期過後才釋出者，對作物生長及土壤環境皆不利(31)，因此要使有機質肥料有效性發揮最大，必須使有機質肥料的養分礦化速率與作物養分吸收速率互相配合(28)，所以瞭解有機質肥料的礦化速率大小，才能達到經濟且有效地使用有機質肥料。而適當的考量作物產量標的(crop yield goals)和有機質肥料的有效養分潛力，亦即在作物生長期內有機

1. 台中區農業改良場助理研究員
2. 國立中興大學土壤環境科學系教授
3. 國立中興大學土壤環境科學系副教授

質料的礦化潛能，則能決定有機質肥料的適宜施用量，以使有機質肥料的效益發揮最大[18]，因此尋求合理迅速的分析方法以估算有機質肥料可利用性養分潛力及礦化速率之大小，將是有機廢棄物處理工作上極為重要的步驟之一。一般常用直接孵育法以估測有機質肥料可利用性養分潛力及礦化速率之大小[6]，惟此法未能判別有機質是否為礦化作用或固化作用，所以適用性仍有限，尤其必須耗費長時間的孵育期。由於許多研究指出單就有機物所含之要素成分尚不足以作為有機質肥料的有效養分潛能之指標，而與其有機組成之種類及含量有密切關聯[7,8,11,15]。由一般有機物在堆肥化中及堆肥在土壤中轉化之組合模式顯示，于一般作物生育期間(大多約為3～5個月)，有機物或堆肥成分中可供微生物礦化分解之主要化合物部分，可歸類屬於無機及易分解有機部分，如能發展出一種適當的化學萃取方法足以正確地將堆肥成分中易分解有機成分及無機部分加以分析定量，即能適切地估算出有機物及堆肥之有效養分潛力。然而至今尚無一種萃取法能滿足各種有機質肥料之評估，所以有必要研究建立一種較適宜之化學萃取法，以期能正確且迅速地適當評估不同有機質肥料之有效養分潛力。因此本文主要研究目的即擬建立較適宜的化學萃取方法，以期能適當的萃取及分析堆肥中有效養分潛能，再經由玉米植體養分吸收量之試驗分析，以發展出能適當的描述堆肥礦化潛能之數學迴歸模式，以期能適當的描述施用堆肥之有效養分潛能與玉米生育狀況之實質關係，以供日後研究及應用之參考。

材料與方法

一、試驗處理與方法

㈠建立化學萃取方法之研究

1.不同萃取劑試驗(Ⅰ-1)

本試驗使用四種不同化學萃取劑，包括0.1M 氫氧化鈉(NaOH)，1M 碳酸氫鈉(Na_2CO_3)，1M 碳酸銨($(NH_4)_2CO_3$)及1M 尿素($(NH_2)_2CO$)等，試驗堆肥材料包括牛糞堆肥(DC)、木屑雞糞堆肥(SC)、稻草雞糞堆肥(RC)、稻草豬糞堆肥(RH)、稻草牛糞堆肥(RD)、稻草大豆粕堆肥(RS)等，堆肥材料一般基本性質列於表1，堆肥材料均事先經過磨粉過篩(100mesh)及105℃烘乾待用，萃取比例是以化學萃取劑體積用量(ml)與堆肥材料重量(g)之比例為50：1，即稱取4g堆肥材料，加入200ml萃取劑，將此萃取溶液裝於300ml塑膠瓶內，置於恆溫(30±0.5℃)下，經連續72hrs振盪後,再以離心法(3000xg, 30mins) 收集上澄液，測定上澄液有機碳含量，即為可萃取性碳含量，另吸取20ml上澄液加入幾滴0.01M氯化鈣($CaCl_2$)以將有機成分沉澱[4]，再以濾紙過濾，並以酒精及蒸餾水淋洗，收集沉澱部分烘乾後，測其氮及磷成分含量,即為可萃取性有機氮及磷之含量。

2.萃取比例試驗(Ⅰ-2)

本試驗主要在於探討萃取劑體積用量(ml)與堆肥材料重量(g)之間的相對比例之影響，試驗處理分別為10:1、50:1、100:1等三級不同萃取比例。試驗使用之萃取劑包括0.1 M氫氧化鈉，1M碳酸氫鈉及1M尿素等，堆肥材料之前處理以及萃取之溫度、時間等條件均與上述試驗Ⅰ-1相同，萃取液亦用離心法收集後，分別測定可萃取性有機碳、氮及磷等含量。

3.萃取振盪時間試驗(Ⅰ-3)

本試驗主要在於探討萃取振盪時間之影響，試驗處理分別為24、48、72、144 hrs 等四

級處理。試驗使用之萃取劑為1M碳酸銨，萃取劑與堆肥材料比例為50:1，堆肥材料之前處理以及萃取之溫度(30℃恆溫)均與上述試驗 I -1相同，萃取液亦用離心法收集後，分別測定可萃取性有機碳、氮及磷等含量。

表1、試驗用堆肥之全氮、全磷、全鉀、無機氮及有機碳含量
Table 1. The total nitrogen, phosphate, potassium, mineral nitrogen, and organic carbon contents of test composts(on dry weight base)

Compost	Total-N	Total-P	Total-K	Mineral-N	O.C.
	%	%	%	mg/kg	%
RC	2.74±0.32	0.99±0.04	2.62±0.14	922± 63	32.3±3.5
RH	2.56±0.26	0.93±0.15	2.24±0.10	718± 55	36.9±7.1
RD	2.10±0.20	0.69±0.35	2.09±0.17	466± 31	33.4±1.5
RS	2.49±0.16	0.35±0.03	3.33±0.41	775± 46	35.9±3.5
SC	2.72±0.33	0.46±0.04	1.01±0.02	1367± 14	41.4±2.2
DC	2.26±0.06	0.67±0.05	1.28±0.04	337± 25	37.2±1.3
MC	2.23±0.18	0.44±0.09	1.41±0.21	968± 67	37.5±1.3
HM	2.53±0.52	2.15±0.23	1.02±0.14	1536±122	28.4±1.3

RC：rice straw-chicken waste compost
RH：rice straw-hog waste compost
RD：rice straw-dairy waste compost
RS：rice straw-bean meal compost
SC：sawdust- chicken waste compost
DC：dairy waste compost
MC：mushroom- chicken waste compost
HM：hog manure

4. 萃取劑pH值試驗(I -4)

本試驗主要在於探討萃取劑pH值之影響，試驗使用之萃取劑為1M碳酸銨為主，並以測定1M碳酸銨溶液之pH 值8.2為基準，另用氫氧化鈉將其pH值分別調整為10.3及12.3等，組合成三級不同pH值處理。萃取劑與堆肥材料比例為50:1，堆肥材料之前處理以及萃取時之溫度、時間等條件均與上述試驗I-1相同，萃取液亦用離心法收集後，分別測定可萃取性有機碳、氮及磷等含量。

(二)堆肥礦化潛能模式之建立

本節試驗主要目的在於經由堆肥可利用性養分含量與玉米植體養分吸收量之分析，以期建立能適當的描述堆肥礦化潛能之數學迴歸模式，因此辦理多項玉米盆栽試驗，試驗地點均于彰化縣大村鄉台中區農業改良場內實施，栽培盆直徑為25cm，高30cm，每盆裝12kg土壤，試驗土壤均採自前作為水田之田區，以期土壤肥力特性能較為均勻。堆肥用量依堆肥重量與盆栽土壤重量之相對比例為基準。

1. 第一期玉米盆栽試驗于民國八十年春作實施，堆肥種類包括有稻草雞糞堆肥(RC)、稻草豬糞堆肥(RH)、稻草牛糞堆肥(RD)、稻草大豆粕堆肥(RS)等，用量處理分別爲重量比3% 及6%二級，四重覆，包括四種堆肥、二級用量處理及空白對照處理共計九處理，試驗土壤屬粘板岩沖積土鹿港系，其一般土壤特性分析列於表2之II -1項內。
2. 第二期玉米盆栽試驗于民國八十一年秋作實施，堆肥材料爲木屑雞糞堆肥(SC)及牛糞堆肥(DC)二種，用量處理則爲0.75、1.50及2.25% 三級，四重覆，包括二種堆肥、三級用量處理及空白對照處理共計七處理，試驗土壤屬粘板岩沖積土二林系，其一般土壤特性分析列於表2之II -2項內。
3. 第三期玉米盆栽試驗于民國八十二年秋作實施，試驗堆肥種類包括太空包雞糞堆肥(M C)及豬糞廄肥(PC)二種，施用量分別爲6、3及1%(重量比)等三級，另設空白對照處理，共組合成七處理，四重複。堆肥依處理用量等級于玉米播種前與土壤充分混合均勻，當基肥一次施用。試驗土壤爲紅壤 (平鎭系)，其一般土壤特性分析列於表2之II -3項內。

表 2、試驗前土壤一般特性分析

Table 2. Soil characteristics of tested soils before experiment

	II - 1	II - 2	II - 3
pH	7. 8±0. 2	7. 2±0. 1	5. 3±0. 1
OM(g/kg)	13. 0±0. 8	11. 5±0. 2	16. 5±0. 3
P(mg/kg)	23. 3±1. 3	22. 5±2. 3	17. 0±2. 2
K(mg/kg)	78. 5±7. 8	62. 0±4. 7	60. 5±5. 2
Ca(mg/kg)	2659±110	2199±58	764±27
Mg(mg/kg)	331±34	165±26	113±29
Mineral-N (mg/kg)	19. 0±1. 4	13. 0±0. 8	11. 0±0. 5

二、分析項目與方法

土壤樣品先經風乾處理，經2mm 篩網過篩後分別測定土壤化學性質，土壤pH以水：土1：1，pH電極測定。1M醋酸銨(pH 7.0)土：溶液比1:10抽出液測交換性鉀(燄光分析儀)、鈣及鎂(原子吸收分析儀)。Bray No.1 方法抽取並用鉬藍法測有效性磷。植物體樣品採樣後先以蒸餾水清洗, 植物體與堆肥樣品均經70℃烘箱烘乾，以溼灰法分解後測定氮、磷及鉀含量。

結果與討論

一、化學萃取法之建立

(一)不同萃取劑試驗

1.可萃取性有機碳、氮及磷之含量

本試驗目的在於瞭解不同化學萃取劑應用萃取有機質肥料中可利用性養分潛力之影響，由於一般常使用強鹼溶液作爲萃取土壤中腐植質化成分之萃取劑 (International Humic Substances Society; IHSS)，爲期較能配合一般有機質肥料具有腐植質化之特性，因此本試驗即選用諸如氫氧化鈉(NaOH)[17]，碳酸鈉[12]，碳酸銨及尿素[14]等偏鹼性溶液爲萃取劑種類。

由表3 不同萃取劑試驗測得之可萃取性有機碳、氮及磷之含量顯示，以0.1M氫氧化鈉所能萃取之有機碳含量約爲76～121g/kg，可萃取性有機氮含量約爲4528～7654mg/kg，可萃取性有機磷含量約爲390～1682mg/kg。1M碳酸鈉所能萃取之有機碳含量約爲66～72g/kg，可萃取性有機氮含量約爲2090～2845 mg/kg，可萃取性有機磷含量約爲989～1553mg/kg。1M碳酸銨所能萃取之有機碳含量約爲26～55g/kg，可萃取性有機氮含量約爲1727～5801mg/kg，可萃取性有機磷含量約爲249～826mg/kg。1M 尿素所能萃取之有機碳含量約爲37～45g/kg，可萃取性有機氮含量約爲1180～1787mg/kg，可萃取性有機磷含量約爲615～701mg/kg。由以上結果顯示，以0.1M氫氧化鈉所能萃取之有機成分含量最高，其次分別爲1M碳酸鈉、1M 碳酸銨及1M尿素。Keeney與Bremner(1966) 曾發展不同化學萃取法作爲土壤有效氮指標，其中以1M氫氧化鈉所萃取之氮量最高，約爲250mg/kg，其次以0.1M 氫氧化鋇($Ba(OH)_2$)萃取氮量約爲150mg/kg，以0.5M硫酸萃取氮量約100mg/kg爲最低[17]。Serna與Pomares(1992)利用6M鹽酸(HCl)所萃取之氮量約爲793～877mg/kg，以0.5M 過錳酸鉀($KMnO_4$)所萃取之氮量約爲192～217mg/kg[25]，顯然利用偏鹼性萃取劑所萃取之有機成分量高於利用酸性或中性萃取劑者。

綜合本節試驗分析結果，顯然萃取劑不同者，對有機物之萃取作用的效能即不同，而其萃取量多寡，正代表著利用此一萃取劑評估有機質肥料可利用性養分潛力之大小。又由以上四種不同萃取劑所萃取之有機成分含量而言，凡萃取有機碳含量較多者，其可萃取性有機氮及磷含量即較多，彼此間有密切之相關，顯然萃取劑作用於有機質肥料後會釋出氮及磷成分，如此經由有機碳成分之分析，即可估算萃取性有機氮及磷之含量。

表3、不同萃取劑試驗測得之可萃取性有機碳、氮及磷之含量

Table 3. The amounts of org.C,org.N,org.P extracted by several chemical extractors

Chemical extractor	Compost	Extractable Org. C	Org. N	Org. P
		g/kg	mg/kg	mg/kg
0.1M NaOH	RC	121±15	7654±261	1578± 58
	RH	118± 6	7349±108	1417±132
	RD	76± 7	5136± 74	1682± 26
	RS	102±10	7032±149	925± 97
	SC	104± 4	6550±302	390± 62
	DC	116± 7	4528±136	1676±204
1M Na_2CO_3	SC	72±4	2845±111	989± 55
	DC	66±2	2090±122	1553±105
1M $(NH_4)_2CO_3$	RC	55±5	5801±227	586±131
	RH	51±3	5120± 65	601± 86
	RD	26±3	4267±142	826±118
	RS	42±2	4678±138	437± 59
	SC	47±5	3390±391	249± 14
	DC	44±5	1727± 53	638±101
1M Urea	SC	45±6	1787±112	615±64
	DC	37±7	1180±204	701±83

RC：rice straw-chicken waste compost
RH：rice straw-hog waste compost
RD：rice straw-dairy waste compost
RS：rice straw-bean meal compost
SC：sawdust- chicken waste compost
DC：dairy waste compost

2. 分光光度計吸收光譜及傅立葉轉換紅外線光譜分析

由於有機物及堆肥本身所含的有機組成之種類及含量等是影響其礦化特性的主要因素之一，所以如能發展出一種適當的化學萃取方法足以正確地將堆肥成分中易分解有機成分及無機部分加以分析定量，即能適切地估算出有機物及堆肥之可利用性養分潛力(PAN)[20,26]。使用分光光度計吸收光譜法及紅外線光譜法研究腐植質構造上之訊息已為多數學者所採行[12,19]，為進一步瞭解本節試驗所使用之不同萃取劑作用於堆肥所得萃取液之有

機組成的特性，即利用分光光度計(UV-2000, Spetrophotometer)及傅立葉轉換紅外線光譜儀(fourier transform infrared spectrophotometry; FTIR)檢測不同萃取劑(0.1M 氫氧化鈉、1M 碳酸鈉、1M碳酸銨)應用于牛糞堆肥所得的萃取液。

圖1即爲利用分光光度計分析不同萃取劑萃取牛糞堆肥所得萃取液之吸收光譜，由波長200nm至700nm之吸收光譜曲線變化顯示，不同萃取劑所得萃取液之吸收光譜均可得到一最大吸收波峰，唯不同萃取液之最大吸收波峰的波長範圍顯然不同，0.1M氫氧化鈉的萃取液約爲280nm，1M碳酸鈉的萃取液約爲290nm，1M碳酸銨的萃取液約爲240nm。Fox與Piekielek (1978) 曾利用光度計由200～320nm之近紫外線波長範圍分析以0.01M 碳酸氫鈉所得之土壤萃取液，結果顯示在波長230～310nm範圍內之吸收光譜曲線呈近直線下降趨勢[12]。一般紅外線光譜法常用於官能基之鑑定，而傅立葉轉換紅外線光譜法更能提供較強之訊譟比(signal to noise ratio; S/N)，以及較精確之頻率與較高之再現性[2,13]，圖2 即顯示利用不同萃取劑萃取牛糞堆肥所得萃取液之傅立葉轉換紅外線光譜，其中不同萃取液圖譜的吸收峰除了相對強度之差異外，幾個主要吸收峰之波數範圍及其官能基鑑識如下[29]：3400-3300cm^{-1}(OH鍵結或NH鍵結)，1660-1630cm^{-1}(C=O鍵),1460-1450cm^{-1}(脂肪族C-H鍵)，1396-1366cm^{-1}(羧酸鹽COOH鍵)，1280-1200cm^{-1}(C-O鍵或COOH鍵結的OH鍵)，1170-950 cm^{-1}(多醣類的C-O鍵)。由圖2 顯示本節試驗所使用不同萃取劑所得萃取液圖譜的主要吸收峰之波數及相對強度均有所差異，顯然不同萃取液成分的主要官能基種類及含量即有所不同。

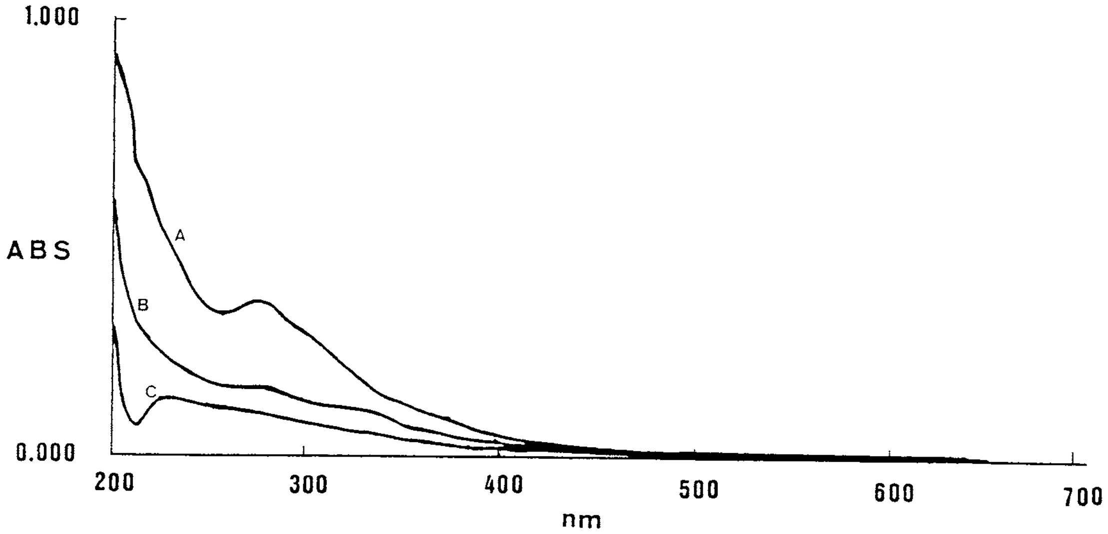
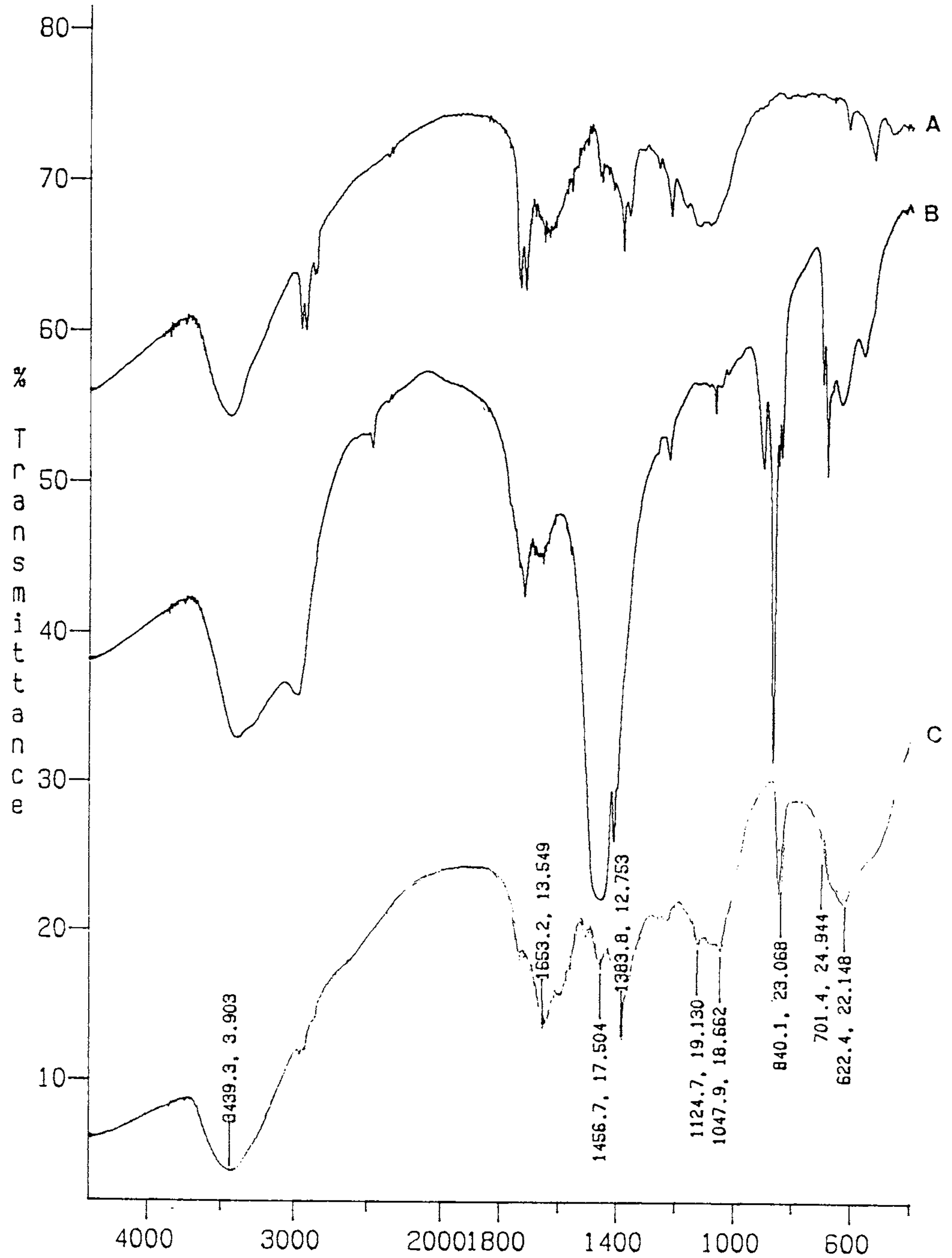


圖 1. 利用分光光度計分析不同萃取劑萃取牛糞堆肥所得萃取液之吸收光譜 (200～700nm)

Fig 1. The absorption spectra of different chemical extractors extract from dairy compost as the wavelength from 200 to 700nm



A:0.1M NaOH,　B:1M Na_2CO_3,　C:1M $(NH_4)_2CO_3$

圖 2. 利用不同萃取劑萃取牛糞堆肥所得萃取液之傅立葉轉換紅外線光譜

Fig 2. Fourier transform infrared spectra of different chemical extractors extract from dairy compost

綜合以上無論是利用分光光度計的吸收光譜之最大吸收波峰的波長範圍，或利用傅立葉轉換紅外線光譜法分析圖譜的主要吸收峰之波數及相對强度等結果，均顯示由0.1M氫氧化鈉、1M碳酸鈉及1M碳酸銨等不同萃取劑應用于牛糞堆肥所得可萃取性有機組成及其官能基種類與含量等特性均有所差異。因此應可利用此等不同萃取劑作爲估算堆肥中可萃取性養分之指標，唯其適用性仍應由作物養分吸收特性加以研判。

(二)萃取比例試驗

本試驗主要在於探討萃取劑體積用量(ml)與堆肥材料重量(g)之間的相對比例對有機質肥料中可萃取性碳、氮及磷成分量之影響。表4 顯示不同萃取比例處理對牛糞堆肥中可萃取性有機碳量之影響，以0.1M 氫氧化鈉爲萃取劑時，在萃取比例10:1處理下，牛糞堆肥之可萃取性有機碳量約爲54g/kg，在萃取比例50:1處理下，牛糞堆肥之可萃取性有機碳量約爲116g/kg，在萃取比例100:1處理下，牛糞堆肥之可萃取性有機碳量約爲128g/kg。以1M 碳酸鈉爲萃取劑時，在萃取比例10:1處理下，牛糞堆肥之可萃取性有機碳量約爲43g/kg，在萃取比例50:1處理下，牛糞堆肥之可萃取性有機碳量約爲66g/kg，在萃取比例100:1 處理下，牛糞堆肥之可萃取性有機碳量約爲87g/kg。以1M尿素爲萃取劑時，在萃取比例10:1處理下，牛糞堆肥之可萃取性有機碳量約爲28g/kg，在萃取比例50:1處理下，牛糞堆肥之可萃取性有機碳量約爲37g/kg,在萃取比例100:1處理下，牛糞堆肥之可萃取性有機碳量約爲40g/kg。綜合表4試驗結果顯示，在使用不同萃取劑時，均可獲得一致之趨勢，即在萃取比例100:1 處理下所能得到之可萃取性有機碳量最多，其次爲萃取比例50:1處理者及10:1處理者，即表示萃取劑用量越多者，所得之可萃取性有機成分量即相對增加。且在萃取比例10:1與50:1之處理間,兩者差異頗顯著，惟萃取比例50:1與100:1 處理間之萃取量的差異幅度即趨於緩和，因此在實施化學萃取法時，化學萃取劑體積用量(ml)與堆肥材料重量(g) 之間的相對比例應以50:1處理較適宜。

表 4、不同萃取比例處理對牛糞堆肥中可萃取性有機碳量之影響
Table 4. Effects of the extracted ratio treatments of extractor on the amount of extractable organic carbon of dairy compost

Chemical extractor	Extracted Ratio[1]	Extractable org. C (g/kg)
0.1 M NaOH	10 : 1	54± 7[b2]
	50 : 1	116± 7[a]
	100 : 1	128±11[a]
1 M Na_2CO_3	10 : 1	43± 6[c]
	50 : 1	66± 2[b]
	100 : 1	87± 5[a]
1 M Urea	10 : 1	28± 7[b]
	50 : 1	37± 7[ab]
	100 : 1	40± 6[a]

1. the ratio of chemical extractor with compost by Volume(ml)/Weight(g)

2. Values within the column followed by the same letter are not significantly different at 5% level by Duncan's multiple range test.

(三)萃取振盪時間試驗

本試驗主要在於探討萃取振盪時間對有機質肥料中可萃取性碳、氮及磷成分量之影響。表5 即顯示不同萃取振盪時間處理對牛糞堆肥中可萃取性有機碳量之影響，其中在萃取振盪時間為24hrs處理，利用1M 碳酸銨萃取牛糞堆肥所得之可萃取性有機碳量約為30 g/kg ，在萃取振盪時間為48hrs處理下，所得之可萃取性有機碳量約為37g/kg，在萃取振盪時間為72hrs處理，所得之可萃取性有機碳量約為47g/kg，在萃取振盪時間為144hrs處理，所得之可萃取性有機碳量約為50g/kg，顯然萃取所得可萃取性有機碳含量隨萃取振盪時間之增加而增加，唯此兩處間萃取量之增加幅度隨萃取時間之增加而漸趨狹小。因此，在萃取時效以及萃取量兩者間之考量，似以連續萃取振盪時間為72hrs較適宜。

表 5、不同萃取振盪時間處理對牛糞堆肥中可萃取性有機碳量之影響
Table 5. Effects of the shaking time treatments of extractor on the amount of extractable organic carbon of dairy compost

Chemical extractor	Shaking time(hrs.)	Extractable org. C (g/kg)
1M $(NH_4)_2CO_3$	24	30 ± 5^{c} [1]
1M $(NH_4)_2CO_3$	48	37 ± 3^{bc}
1M $(NH_4)_2CO_3$	72	44 ± 5^{ab}
1M $(NH_4)_2CO_3$	144	50 ± 5^{a}

1. Values within the column followed by the same letter are not significantly different at 5% level by Duncan's multiple range test.

(四)萃取劑pH之影響

由於不同萃取劑應用于堆肥之可萃取性有機化合物之含量及成分種類即不同(表3，圖1，圖2)，顯然不同萃取劑作用於堆肥所萃取之有機組成即不同。為探討萃取劑pH值對有機質肥料中可萃取性碳、氮及磷成分量之影響，本試驗使用之萃取劑為1M碳酸銨,試驗處理以1M碳酸銨溶液實測之pH值8.2為基準，另用氫氧化鈉將其pH值分別調整為10.3及12.3，組合成三級不同pH值處理。表6即顯示以1M碳酸銨為萃取劑，調整成不同pH值處理對木屑雞糞堆肥中可萃取性有機碳量之影響，其中pH值8.2處理所得可萃取性有機成分量為47g/kg，pH 值10.3處理所得可萃取性有機成分量為59g/kg，pH值12.3處理所得可萃取性有機成分量為71 g/kg，顯然以1M碳酸銨萃取木屑雞糞堆肥所得可萃取性有機碳量隨萃取液pH值之增加而增加。Huang (1990) 研究指出，碳酸銨與有機質產生碳酸鹽沈澱之作用，主要是碳酸銨溶液產生碳酸離子(CO_3^{-2})，而與有機質中所含鈣及鎂成分作用而形成碳酸鹽沈澱[14]。由此印證,萃取劑之pH值不同可能影響到萃取液中碳酸離子百分率，以致影響與有機質之作用，使萃取所得有機成分含量呈現不同之效應。惟此萃取作用之真正效應仍有待進一步探討。

表 6、萃取劑pH值處理對木屑雞糞堆肥中可萃取性有機碳量之影響

Table 6. Effects of the pH treatments of extractor on the amount of extractable organic carbon of sawdust-chicken waste compost

Chemical extractor	pH	Extractable org. C (g/kg)
1M $(NH_4)_2CO_3$	8.2	47±5[c 1]
1M $(NH_4)_2CO_3$	10.3	59±5[b]
1M $(NH_4)_2CO_3$	12.3	71±6[a]

1. Values within the column followed by the same letter are not significantly different at 5% level by Duncan's multiple range test.

(五)化學萃取法之萃取步驟流程

綜合以上各項萃取方法試驗結果，可將化學萃取法的實驗操作步驟整理如圖3之流程，堆肥材料均事先經過磨粉過篩(100mesh)及105℃烘乾待用，萃取比例是以化學萃取劑體積用量(ml)與堆肥材料重量(g)之比例爲50:1，即稱取4g堆肥材料，加入200 ml萃取劑，將此萃取溶液裝於300 ml塑膠瓶內，置於恆溫(30℃)下，經連續72hrs振盪後，再以離心法(3000xg，30 mins)收集上澄液，測定上澄液有機碳含量,即爲可萃取性碳含量，另吸取20ml上澄液加入幾滴0.01M 氯化鈣($CaCl_2$) 以將有機成分沉澱，再以濾紙過濾，並以酒精及蒸餾水淋洗，收集沉澱部分烘乾後，測其氮及磷成分含量，即爲可萃取性有機氮及磷之含量。依此步驟操作可得較精確及穩定之堆肥可萃取性有機成分，而此可萃取性有機成分是否足以代表堆肥之可利用性養分潛力，尤其不同萃取劑之間的萃取效應頗有差異，何種萃取劑之效應較具代表性，尙須經由施用堆肥對作物養分吸收率之試驗分析加以評估。

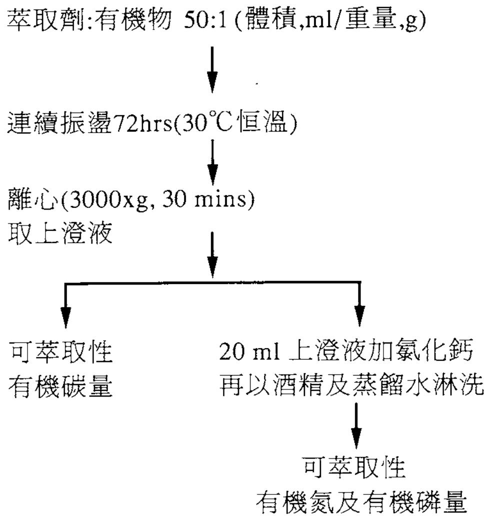


圖 3、化學萃取法操作流程簡圖

Fig 3. The program of the chemical extracted method

二、堆肥有效養分潛能估測模式之建立

(一)供試堆肥可萃取性有機成分含量

本試驗堆肥材料均事先測定其可萃取性有機成分含量，以期作爲後續估算堆肥礦化潛能之分析使用。化學萃取劑選用1M碳酸銨及0.1M氫氧化鈉，其它萃取方法與步驟則以本文第一節試驗中所建立化學萃取法爲主。由供試堆肥之可萃取性有機成分含量顯示(表7)，以1 M 碳酸銨萃取不同堆肥之可萃取性有機氮含量約爲1727～5801mg/kg，可萃取性有機磷含量約爲249～826mg/kg，可萃取性有機碳含量約爲26～55g/kg，以0.1M氫氧化鈉萃取不同堆肥之可萃取性有機氮含量約爲4528～7654mg/kg，可萃取性有機磷含量約爲390～1682mg/kg，可萃取性有機碳含量約爲76～121g/kg，顯然以0.1M氫氧化鈉萃取堆肥所得之有機成分量高於1M碳酸銨之萃取量。而由表7 不同堆肥中可萃取性有機成分含量資料，可與各試驗處理之每盆堆肥用量換算出實際施入每盆中該堆肥之可利用性養分估算量。

表7、試驗堆肥之可萃取性有機氮、磷及碳含量

Table 7.The ammount of extractable organic N, P, C of composts

Compost	Ammonium carbonate extractable			Sodium hydroxide extractable		
	Org. N	Org. P	Org. C	Org. N	Org. P	Org. C
	mg/kg	mg/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg	g/kg
RC	5801±227	586±131	55±3	7654±261	1578± 58	121± 5
RH	5120± 65	601± 86	51±3	7349±108	1417±132	118± 6
RD	4267±142	826±118	26±3	5136± 74	1682± 26	76± 7
RS	4678±138	437± 59	42±2	7032±149	925± 97	102±10
SC	3390±391	249± 24	43±7	6550±302	390± 62	104± 4
DC	1727± 53	638±101	44±5	4528±136	1676±204	116± 7
MC	3422± 40	265± 50	51±5	6645±210	520± 71	98± 5
HM	5520±125	755± 90	72±6	8805±112	1468±141	174±14

RC：rice straw-chicken waste compost

RH：rice straw-hog waste compost

RD：rice straw-dairy waste compost

RS：rice straw-bean meal compost

SC：sawdust- chicken waste compost

DC：dairy waste compost

MC：mushroom- chicken waste compost

HM：hog manure

㈡玉米抽穗期之植株氮吸收量與土壤無機氮含量

一般可利用不同化學方法分析有機質肥料中可利用性養分含量，再與施用有機質肥料之作物養分吸收量與土壤肥力反應相互探討，並據以建立適當的迴歸式予以評估[3,26]。由於玉米在植後4～6週間是玉米吸收養分最旺盛時期，至第11週時玉米養分吸收量已近最大值[1]，一般以玉米抽穗期的養分吸收狀況爲營養診斷之重要時期[10]。本試驗即分別於玉米抽穗期採取玉米植株及土壤樣品，表8 即爲玉米抽穗期之植株乾物重、氮吸收量及土壤無機氮量，其中八十年春作試驗結果顯示，在施用堆肥處理區之玉米植株乾物重約介於58.8～80.1g/plant，對照處理爲49.7g/plant，在施用堆肥處理區之玉米植株氮吸收量約介於1628 ～2524mg/plant，對照處理爲905 mg/plant。由八十一年秋作試驗結果顯示，在施用堆肥處理區之玉米植株乾物重約介於33.5～57.4 g/plant，對照處理爲23.7g/plant，在施用堆肥處理區之玉米植株氮吸收量約介於359～613mg/plant，對照處理爲203mg/plant。由八十二年秋作試驗結果顯示，在施用堆肥處理區之玉米植株乾物重約介於42.0～60.5 g/plant，對照處理爲8.9g/plant，在施用堆肥處理區之玉米植株氮吸收量約介於497～807mg/plant，對照處理爲69mg/plant。綜合以上結果顯示，玉米植株之生長在不同堆肥種類及用量處理下有顯著的差異，亦即在堆肥種類及用量不同情況下，堆肥施用之效益即不同，其原因應與不同堆肥含有不同的有機組成及礦化特性有關[7,8,11,15]。因此有必要審慎地估算有機質肥料在作物生長期內的有效養分潛能，以期能達到經濟且有效地使用有機質肥料[18]。

㈢堆肥有效養分潛能估測模式之建立

本試驗利用碳酸銨及氫氧化鈉化學萃取法分析堆肥的可萃取性養分量，其中表7 即顯示本試驗供試堆肥的可萃取性有機氮量。由於一般常將作物的氮吸收量與土壤無機氮總量之和代表該堆肥處理的淨有效氮量(已扣除空白對照組之土壤有機質的氮礦化量)。因此必須探討以化學萃取法所得之堆肥可萃取性有機氮量與該堆肥處理在玉米生育期間的淨有效氮量之間的關係。Schaetzl等(1994)研究報告中曾列舉出適用於描述土壤中會隨時間變化之作用機制(soil chronfunction)的11種數學模式[24]。其中以 $\ln Y=\ln a+b/X$ 迴歸模式頗類似於本試驗所顯示不同堆肥可萃取性有機氮量與該堆肥在玉米生育期間淨有效氮量之關係，表9 即顯示利用此迴歸模式於不同化學萃取法所測得堆肥可萃取性有機氮量與該堆肥在玉米生育期間淨有效氮量之分析結果，其中由氫氧化鈉萃取堆肥之可利用性氮潛力與堆肥淨有效氮量之相關性(r^2=0.587**)可達極顯著水準，由碳酸銨萃取堆肥之可利用性氮潛力與堆肥淨有效氮量之相關性(r^2=0.673**)可達極顯著水準，由全氮作爲估測堆肥之可利用性氮潛力與堆肥淨有效氮量之相關性(r^2=0.605**)可達極顯著水準。其中以碳酸銨萃取法所得迴歸式之相關係數最高，且其迴歸式參數之變異性相對較低，又驗證以碳酸銨萃取法所得堆肥之可利用性氮潛力與堆肥淨有效氮量最接近，顯然以碳酸銨萃取法估測堆肥可利用性氮潛力較具可行性。

表8、玉米抽穗期之植株乾物重、氮吸收量及土壤無機氮含量

Table 8. The dry weight, the uptaked-N of corn plant and inorganic-N content of soil at heading stage

Treatment[1]	Dry weight	Uptaked-N	Soil inorg-N
	g/plant	mg/plant	mg/kg
Experiment II-1			
RC(3%)	68.5[b2]	1974[c]	31.2[a]
RC(6%)	72.4[ab]	2130[bc]	25.2[b]
RH(3%)	70.0[b]	2128[bc]	30.7[a]
RH(6%)	80.1[a]	2524[a]	25.7[b]
RD(3%)	58.5[c]	1628[b]	27.0[ab]
RD(6%)	63.9[bc]	1824[c]	23.5[b]
RS(3%)	62.0[bc]	1826[c]	29.2[ab]
RS(6%)	67.3[b]	2214[b]	22.7[b]
Control	49.7[d]	905[e]	18.5[c]
Experiment II-2			
CC(2.25%)	57.4[a]	613[a]	47.0[a]
CC(1.50%)	49.5[ab]	545[b]	44.5[ab]
CC(0.75%)	45.2[b]	536[b]	40.0[b]
DC(2.25%)	41.7[bc]	440[c]	38.2[bc]
DC(1.50%)	35.5[c]	389[d]	35.3[c]
DC(0.75%)	33.5[c]	359[d]	35.0[c]
Control	23.7[d]	203[e]	19.5[d]
Experiment II-3			
MC(6%)	60.5[a]	807[a]	22.5[ab]
MC(3%)	48.2[bc]	606[bc]	19.8[bc]
MC(1%)	42.0[bc]	527[c]	17.8[c]
DC(6%)	55.6[ab]	767[ab]	25.5[a]
DC(3%)	51.7[bc]	670[b]	21.0[bc]
DC(1%)	42.2[c]	497[c]	20.0[bc]
Control	8.9[d]	69[d]	12.3[d]

1. RC：rice straw-chicken waste compost
RH：rice straw-hog waste compost
RD：rice straw-dairy waste compost
RS：rice straw-bean meal compost
SC：sawdust- chicken waste compost
DC：dairy waste compost
MC：mushroom- chicken waste compost
HM：hog manure

2. Values within the column followed by the same letter are not significantly different at 5% level by Duncan's multiple range test.

表 9、利用不同化學萃取法所測得堆肥可萃取性氮含量與堆肥在玉米生育期間淨有效氮量之迴歸分析[1]

Table 9. Regression analysis between the potential available N of compost(PAN) determined from various chemical indices and the estimated net available N in one corn growth season[1]

PAN[2]	R squared	Constant	X coefficient	Y max.
NN	0.587**	7.01±0.30	-374±74	1112±162
AN	0.673**	6.93±0.31	-142±29	1021±105
TN	0.605**	7.08±0.30	-1750±336	1189±228

1. regresion lnY=lnA+B/X,
Y : estimated net available N,
X : potential available N of compost(PAN).

2. NN, AN, and TN means the PAN determined from chemical indices of 0.1M NaOH extr. N, 1M $(NH_4)_2CO_3$ extr. N, and Total N, respectively.

參考文獻

1.黃裕銘 1978 施用尿素及硫裹尿素對土壤氮素轉變及玉米養分吸收的影響 國立中興大學土壤學研究所碩士論文

2.曾景山 1994 酸性及鹼性土壤對有機資材所含營養元素及腐植化物質之影響 國立中興大學土壤學研究所博士論文

3.Bitzer, C. C., and J. T. Sims. 1988. Estimating the availability of nitrogen in poultry manure through laboratory and field studies. J. Environ. Qual. 17:47-54.

4.Chae, Y. M. and M. A. Tabatabai. 1986. Mineralization of nitrogen in soil amended with organic wastes. J. Environ. Qual. 15:193-198.

5.Chang, C., T. G. Sommerfeldt, and T. Entz. 1991. Soil chemistry after eleven annual applications of cattle feedlot manure. J. Environ. Qual. 20:475-480.

6. Castellanos, J. Z., and P. F. Pratt. 1981. Mineralization of manure nitrogen-correlation with laboratory indexes. Soil Sci. Soc. Am. J. 45:354-357.

7. Collins, H. P., L. F. Elliott, R. W. Rickman, D. F. Bezdicek, and R. I. Papendick. 1990. Decomposition and interactions among wheat residue components. Soil Sci. Soc. Am. J. 54:780-785.

8.Deluca, T. H., and D. R. Keeney. 1993a. Soluble organics and extractable nitrogen in paired prairie and cultivated soils of central Iowa. Soil Sci. 155:219-228.

9.Douglas, B. F., and F. R. Magdoff. 1991. An Evaluation of nitrogen mineralization indices for organic residues. J. Environ. Qual. 20:368-372.

10.Elwall, A. M. O., G. J. Gascho. 1985. DRIS norms for 11 nutrients in corn leaves. Agron. J. 77:506-508.

11.Fox, R. H., R. J. K. Myers, and I. Vallis. 1990. The nitrogen mineralization rate of legume residues in soil as influenced by their polyphenol, lignin, and nitrogen contents. Plant and Soil. 129:251-259.

12.Fox, R. H., and W. P. Piekielek. 1978. A rapid method for estimating the nitrogen supplying capacity of a soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 42:751-753.

13.Gerasimowicz, W. V., and D. M. Byler. 1985. Carbon-13 CPMAS NMR and FTIR spectroscopic studies of humic acids. Soil Sci. 139:271-278.

14.Huang, Y. M. 1990. The effects of precipitation of calcium carbonate on soil pH following urea application. D. PHIL. Thesis. University of Oxford.

15.Honeycutt,C. W., L. J. Potaro, K. L. Avila, and W. A. Halteman. 1993. Residue quality, loading rate and soil temperature relations with hairy vetch (Vicia villosa Roth) residue carbon, nitrogen and phosphorus mineralization. Biol. Agric. Horti. 9:181-199.

16.Jacobs, L. W. 1990. Potential hazards when using organic materials as fertilizers for crop production. ASPAC/FFTC Extension Bulletin No. 313:1-29.

17.Keeney, D. R., and J. M. Bremner. 1966. Comparison and evaluation of laboratory methods of obtaining an index of soil nitrogen availability. Agron. J. 58:498-503.

18.King, L. D. 1984. Availability of nitrogen in municipal, industrial, and animal wastes. J. Environ. Qual. 13:609-612.

19.Kononova, M. M. 1966. Soil organic matter. Pergamon Press, Oxford.

20.O'Keefe, B. E., J. Axley, and J. J. Meisinger. 1986. Evaluation of nitrogen availability indexes for a sludge compost amended soil. J. Environ. Qual. 15:121-128.

21.Nugroho, S. G., S. Yoshida, and S. Kuwatusuka. 1992. Concurrent observation of several processes of nitrogen metabolism in soil amended with organic materials. V. Effects of long-term application of farmyard manure and nitrogen fertilizer on N cycling processes in upland field soil. Soil Sci.Plant Nutr. 38(4):619-629.

22.Nugroho, S. G., and S. Kuwatusuka. 1990. Concurrent observation of several processes of nitrogen metabolism in soil amended with organic materials. I. Effect of different organic materials on ammonification, nitrification, denitrication, and N_2 fixation under aerobic and anaerobic conditions. Soil Sci. Plant Nutr. 36(2):215-224.

23.Piccolo, A., and J. S. C. Mbagwu. 1990. Effects of different organic waste amendments on soil microaggregates stability and molecular sizes of humic substances. Plant and Soil. 123:27-37.

24.Schaetzl, R. J., L. R. Barrett, and J. A. Winkler. 1994. Choosing models for soil chronofunctions and fitting them to data. European J. Soil Sci. 45:219-232.

25.Serna, M. D., and F. Pomares. 1992. Evaluation of chemical indices of soil organic nitrogen availability in calcareous soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 56:1486-1491.

26.Sikora, L. J., and J. L. McCoy. 1990. Attempts to determine available carbon in soils. Biol. Fertil.

Soils. 9:19-24.

27. Sims, J. T. 1986. Nitrogen transformations in a poultry manure amended soil: Temperature and moisture effects. J. Environ. Qual. 15:59-63.

28. Smith, S. R., and P, Hadley. 1989. A comparison of organic and inorganic nitrogen fertilizers: Their nitrate-N and ammonium-N release characteristics and effects on the growth response of lettuce(Lactuca sativa L.cv.Fortune). Plant and Soil. 115:135-144.

29. Stevenson, F. J. 1982. Spectroscopic approaches. In "Humus Chemistry" pp.264-284. John Wiley & Sons, Inc.

30. White, R. H. 1979. Nutrient cycling. In Introduction to the principles and practice of soil science. Blackwell Scientific Publications. Oxford. London. p.129-143.

Evaluation of potentially available nutrient of compost

Yi-Fong Tsai, Tzo-Chuan Juang, and Yuh-Ming Huang

Summary

The most efficient way to understand availability of nutrient of organic fertilizers is to determine their PAN(potentially available nutrient) and manage their mineralization rates to match the amounts of nutrients needed for the aim crops. The objectives of this research was to deveolope a chemical extracting method for estimating of the PAN value of composts. Pot experiments with different levels of composts added were conducted to evaluate four chemical extracts(0.1 M NaOH, 1 M Na_2CO_3, 1 M $(NH_4)_2CO_3$, 1 M Urea) for estimating the PAN value of composts. Results inducated that the best correlation was between the amount of net available N and organic N extracted by the ammonium carbonate which could significantly be described by $\ln Y = \ln a + b/X$ (X:potential available N of compost, Y: estimated net available N, r^2=0.673**). It is concluded that the ammonium carbonate extraction method is effective on evaluating the PAN value of composts.

有機質肥料合理施用技術研討會研討內容摘要及建議事項

郭鴻裕 連 深
台灣省農業試驗所

臺灣省農業試驗所與中華土壤肥料學於本年五月十一、十二日在該所國際會議廳共同舉辦「有機質肥料合理施用技術研討會」。該研討會亦為今年臺灣省農業試驗所建所100週年系列活動之一，共有一百八十餘位來自產、官、學界人士參加，除發表十八篇論文外，另有一下午之綜合討論，熱烈討論本項議題並提供建議。茲將研討內容及建議事項摘記如下，以為產官學界各單位現在及未來進行有關本議題之研究方向與擬定策略之參考。

一、研討內容摘要

1. 有機資材利用之現況與問題：

八十三年臺灣農業年報統計資料顯示，本省禽畜糞(豬、牛、雞糞)總產量約為一千二百七十七萬公噸左右。如此龐大之有機廢棄物對環境是嚴重之負荷，造成河川水質之污染，實不可忽視。目前政府正積極推展農村廢棄物處理中心並鼓勵農民多施有機質肥料，藉以農田土壤消納此等大量之有機廢棄物。然據調查目前經處理為堆肥使用之禽畜糞僅佔總量之百分之十左右，大部份之禽畜糞廢棄物乃未善加利用，排放到河川，造成環境之污染。

依據堆肥施用之經濟性調查資料顯示，大部份農民對於堆肥售價偏高均無法忍受；施用勞力及肥料成本之增加，均致農民施用有機質肥料之意不高，故有機質肥料銷售量難以突破。在堆肥廠之營運方面，固定之投資甚鉅，且原料及管理費用偏高亦使用生產成本提高，造成營運困難。畜試所與農試所對於農畜產廢棄物之堆肥化研究已有初步成果，推廣民間廠商或合作社利用，提高堆肥品質並降低生產成本。

不論是為解決大量禽畜糞廢棄物或為推行永續農業而施用有機質肥料，一定要有便宜之有機質肥料。應如鄰國日本，一公斤畜糞堆肥送至農家才一元，才能推銷至廣大面積之農田使用。日本之畜糞堆肥如此便宜，並非其堆肥製造成本低，而是畜產廢棄物處理已包含於畜產生產成本之內，污染者付費觀念之執行而已。反觀國內畜產業者處理禽畜糞要政府補助，農民施用有機質肥料不合算亦要政府補助，但政府預算有限，故問題永遠停留在做示範觀摩階段而無法根本解決。

另一方面，本省化學肥料單位面積施用量高居世界前茅，每年產生之禽畜糞廢棄物所含氮、磷、鉀元素更相當於化學肥料年用量中氮、磷、鉀之各百分之五十三、二百及一百零二；如此大量之元素投入農田勢必導致土壤中此等元素大量超收。但國內已有大量農畜產有機廢棄物有待消納之際，每年卻仍有約二十六萬噸有機質肥料進口之矛盾現象。檢討原因其一部份固應歸於其性質特殊(主要屬於粕類有機質肥料)，但商人之推銷技術佳，農業宣導教育不足等亦是原因。

2. 臺灣地區土壤肥力(土壤有機質)之現況及有機質肥料施用意義之定位：

臺灣農田土壤在多作、多肥之情形下，是否導至土壤有機質含量衰退，一直爲國人所關心。檢討不同年代之土壤調查所得資料或特定地點所進行之化學肥料、有機肥料長期連用試驗土壤中有機質含量變化，可獲答案：有機資材之施用固使土壤有機質含量增加，化肥的施用亦使土中作物殘渣增加，因而土壤有機質含量亦因化肥施用而增加。又多作(耕作次數)固使土壤有機質降低，但所增加的耕地如爲水田作，則土壤有機質含量只會增高，不會降低。現今臺灣農田之有機質肥料用量雖較三十年前減少，但因化肥之施用亦使殘留於土壤的作物殘渣增加，故土壤有機質含量並未因有機肥之減施而降低，反而因化肥之多施及灌漑之普及、水田耕作次數之增加而略有增加之現象。

土壤有機質，理論上之功能雖多，施用有機質肥料之實際肥效卻不應被土壤有機質功能多之主觀所模糊，應客觀求證。仔細比較國內外所舉辦之長期試驗可見，有機質肥料的肥效，就一般作物而言，係以肥料要素，尤以氮素之供應爲主，至於肥料要素以外的特殊效果則並非如一般期待顯著。堆 肥等有機質肥料在施用初期因礦化率較低，肥效率概低於施肥量相當的化學肥料，連年施用後，因其分解殘餘之有機質逐漸累積，礦化率漸增，肥效率才漸接近於施肥量相當之化學氮肥。此累積之礦化率，理論上，不超過100％，故其肥效率在本質上並不超過施肥量相當之化學肥料。實際上，有機質肥料在連用後或有超越化學肥料之情形，惟差異並非很大；如化學肥料施用得當，此種差異仍可獲得相當的彌補。故有機質肥料的評價應以所含肥料要素之量及礦化速率爲基礎。其施用之優先意義應不是爲了化學肥料之連用會使地力衰退，或爲期待有機質肥料的連用可以增進地力，而是爲了臺灣環境中因大量飼料之輸入已有氮磷鉀嚴重之超收，大量之農畜產廢物亟待利用，以替代仍在大量施用之化學肥料之一部份，可舒解環境之污染和節省能源。

過去許多試驗雖示綠肥對土壤有機質含量之增進並無顯著效用，且不甚經濟。但評量臺灣目前時空之農業環境，爲避免休閒農地之雜草叢生，增進整體環境之美化及節省部分化學肥料之施用，目前政府施行之農田綠肥策略仍應持續。

3.有機質肥料合理施用之技術：

有機質肥之肥效既與所含氮素之釋出關係最爲密切，施用不同有機質肥料的被複雜土壤系統中有關氮素礦化之模擬、預測或一定期間可礦化氮量之化學速測等乃爲有效應用有機質肥料，並使環境免於污染之重要手段。近年國外已發展土壤有機質分解聚積之模式估算土壤有機質含量之變化，但因地理環境、耕作制度不同，以及國內缺乏正確之基礎資料，目前以模式評估本省土壤有機質含量距理想境界尙有段距離。

由於有機質肥料養分單價偏高及養分含量偏低、體積膨鬆，欲以有機肥料供應作物所需全部養分殆不可能；因此有機質肥料的施用必須配合適量化學肥料，以符合經濟效益，並可供應作物充分養分。又如欲以施用有機質肥料，提高土壤有機質含量以提昇地力，則因臺灣位處亞熱帶及熱帶，不利於土壤有機質之累積，且在施用大量有機質肥料過程中，需注意因有機質肥料分解，釋出過量氮素導致作物品質降低且造成環境二次污染。

依據臺糖過去施用有機廢棄物之經驗，應避免利用休閒地及在暴雨季節施用肥料或處理有機廢棄物，對於透水性高之砂質土壤或砂礫地尤應注意施肥量及施肥方法，避免污染地下

水。堆肥或有機肥料必需有較大之儲存設備，以應季節需要並避免淋洗逕流對環境之衝擊。

禽畜糞堆肥施用於農田固然對土壤肥力有所助益，但報告指出市售堆肥有相當比例產品所含銅、鋅、鎳、鉻超出目前肥料規格之重金屬含量上限，依規定不能施用於田間。因重金屬散佈於土體中不易回收，且有機質肥料之施用量甚大，施用有機質肥料是否致使農田土壤受重金屬污染之顧慮亦值得重視。為避免因施用禽畜糞堆肥而造成農田土壤之重金屬污染，除建議由飼料添加物管制外，亦另依農業土壤中重金屬含量之背景值和環境之污染管制值，提出豬糞堆肥之最大可施用量參考值500公噸/公頃，安全施用量約為250公噸/公頃以內。

二、建議事項

1. 有機資材的養分含量偏低，施用量龐大，若不是在當地處理、當地利用，將增加很多運輸成本。故各級政府單位在推動地區「農地利用綜合規劃」時，應建立當地之農牧複合經營體系。並需考量地區內禽畜廢棄物總量與當地農田土壤之消納能量，二者應取得平衡，以兼顧環境保護及經濟性。
2. 有機農業產品之品質規範及檢定很難，因此有關規範宜由相關業者與消費者組成之協會訂定；可比照茶葉等級之評價由民間組織自行運作，政府單位僅作適度之輔導即可。
3. 為保育臺灣之生態環境，有關禽畜糞廢棄物之處理應以污染者付費之原則處理；處理費用應包含於禽畜之生產成本之內。龐大的禽畜糞廢棄物經堆肥化處理後，免費提供農民使用，方可由大面積之農田消納，解決污染問題。
4. 禽畜糞廢棄物含有重金屬，長久施用此類堆肥後，將嚴重影響土壤品質，故建議管制飼料添加物中重金屬含量，使符合肥料之規範。
5. 農政單位應加强對農民有機質肥料之品質選擇、施用量及施用方法之輔導與宣傳。
6. 未來應加强研究之重點：

 (1)地區堆肥製造中心之區位配置及最適規模之經濟研究。

 (2)有機資材利用於栽培介質製作、公園及庭院草皮之研究。

 (3)有機資材之施用量與土壤有機質累積之關係研究。

 (4)土壤氮素礦化量預測研究。

 (5)化學肥料與有機肥料之合理配合使用及田間施用技術之研究。

 (6)施用有機資材之環境容量估算研究(包括氮、磷對水之污染及重金屬土壤之污染)。

 (7)商品化禽畜糞堆肥之品質基準，包括：重金屬含量及腐熟度等規範之制度。

 (8)有機質肥料類別、施用量與作物病害發生率關係之研究。

有機質肥料合理施用技術研討會演參加人員名單

大會籌備委員： 王銀波、莊作權、洪崑煌、張淑賢、黃山內、杜金池、連 深

演講人員名單：

行政院農委會	張淑賢、李育義
台灣省農林廳	柳台生
國立台灣大學	陳尊賢、洪崑煌
國立中興大學	鄭詩華、王銀波、莊作權、林正錺、黃裕銘、楊秋忠、陳立夫
台灣省畜產試驗所	林財旺
台中區農改場	蔡宜峰
花蓮區農改場	黃山內、江國忠、彭德昌
台灣糖業研究所	劉文徹、李松伍
台糖生產技術處	嚴式清
台灣省農業試驗所	連 深、郭鴻裕、簡宣裕、陳琦玲

與會貴賓名單：

桃園區農改場	場長	張學琨
高雄區農改場	場長	林富雄
台東區農改場	場長	黃明得
花蓮區農改場	場長	黃山內
台灣省種苗場	場長	黃武林
台灣省茶改場	場長	阮逸明
中華土壤肥料學會	理事長	王銀波
亞洲蔬菜研究中心	副主任	今井秀夫
(AVRDC)	土壤專家	Richard Morris
嘉義分所	分所長	程永雄
省糧食局肥料運銷處	處長	許萬祥
國際美育自然生態基金會	副理事長	謝森展
台北市農藥肥料公會	理事長	蔡啓志
省農藥肥料公會聯合會	理事長	葉世煌
台灣肥料股份有限公司	處長	翟鴻祥
台益工業股份有限公司		陳吉昌
台茂農業股份有限公司	董事長	柯枝連

參加人員名單(依簽名序)：

台灣省農林廳	林文進、李蒼郎、劉昭政、沈文輝
國立台灣大學	鍾仁賜、李達源、賴朝明、楊盛行、王明光、劉禎祺、曾四恭

國立中學大學	楊策群、劉黔蘭、陳仁炫、吳正宗、陳鴻基、陳立夫
國立屏東技術學院	鄭雙福、廖秋榮、滕民强、何韻詩
國立嘉義農專	候清利、謝評諸
鳳山分所	劉碧鵑、鄭慶生
嘉義分所	徐信次、賴永昌
菸葉試驗所	葉漢民
台灣省林業試驗所	程煒兒、許原瑞
台灣省畜產試驗所	林晉卿、盧啓信、洪國源
省藥物毒物試驗所	林浩潭、徐慈鴻
桃園區農改場	廖乾華、戴堯城、羅秋雄、徐華盛、莊浚釧
台中區農改場	王錦堂、林天枝、陳鴻堂、李健捀
台南區農改場	謝元德、林滄澤、吳炳奇、陳鴻彬
高雄區農改場	鄭榮賢、洪阿田、陳富英、羅瑞生、蘇俊茂、蔡永皞
台東區農改場	張茂盛、周泰鈞、張志因、楊正山
花蓮區農改場	丁全孝、彭德昌、江國忠、丁文彥
台灣省茶業改良場	林木連、陳　玄、張鳳屛、蔡右任
台灣省種苗繁殖場	陳建林、鄭梨櫻、孫永偉
台肥研究中心	陳茂雄、常立志
糖業研究所	李松伍、黃啓民
香蕉研究所	蔣世超
亞洲蔬菜研究中心	馬清華
亞太糧肥中心	邱再發
中華土壤肥料學會	蘇楠榮、趙震慶、何聖賓、王敏昭
台糖公司	吳景文
新社農畜產廢棄物處理中心	林堃雄
崙背農畜產廢棄物處理中心	林水溝
中埔農畜產廢棄物處理中心	羅炳鴻
民雄農畜產廢棄物處理中心	賴仁堃
佳里農畜產廢棄物處理中心	黃登州
新屋農畜產廢棄物處理中心	黃德桂
國際美育自然生態基會	黑木哲夫、池昱慶、王國欽、李美雲
農藥世界	謝秀娟、李文汕
台灣省農業試驗所	葉節耀、楊金興、郭清龍、王仲民、蔡振川、邱創霖、蘇育萩 林茂盛、王鐘和、張愛華、譚增偉、吳懷國、李豔琪、張明暉

旁聽人員名單：

生研公司	蘇新章、蔡阿輝、石信德
格林農化公司	楊國廷
福壽實業公司	楊松茂、陳國富

新莊市農會	張文樹
利陸實業公司	邱燕聰、邱照民
助農實業公司	廖建發
隆量興業公司	譙克强、黃國興、張宇旭
台灣省農業試驗所	施昭彰、向爲民、徐原田、楊吉雄、范明仁、張庚鵬、王三太 黃傳祥、吳子淦、賴文龍
中興大學	曾國珍
林試所	王振國
新莊市農會	張文樹
社頭鄉農會	劉永福
鳳山分社	林昭所
高雄場	戴順發
亞蔬中心	杜騰勝
誼晟(股)公司	翁政鴻
農友	鄒慶祝、魏麒麟、王崇川、李天仁、羅偵原
藥試所	黃圓滿、蔣汝國
台灣肥料公司	蔣振川、王仲民、郭清薛、邱創霖
藥試所	劉振抑
畜試所	沈裕儀
佳里廢棄處理中心	康豐茂
台益公司	陳吉昌

工作人員名單

農化系	郭鴻裕、劉滄棽、朱戩良、江志峰、王鐘和、向爲民、張明暉、謝美瓊 黃維廷、張愛華、王豔琪、張瑞明、吳婉麗、李孟秋、劉慧瑛、黃菊美

有機質肥料合理施用技術研討會專刊

編　者：台灣省農業試驗所
中華土壤肥料學會
發行人：林　俊　義
王　銀　波
發行所：台灣省農業試驗所
地址：台中縣霧峰鄉中正路189號
電話：(04) 3302301
承印者：寶成電腦文字排版坊
地址：台中市建成路300號
電話：(04) 2130862

中華民國八十四年十二月出版　　非賣品

4
4
1

ISBN 957-00-6085-9